

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ
СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ ВІД
НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ
АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ І ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО
(ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ
THE MINISTRY OF UKRAINE OF EMERGENCIES AND AFFAIRS
OF POPULATION PROTECTION FROM THE CONSEQUENCES
OF CHERNOBYL CATASTROPHE
THE ADMINISTRATION OF THE EXCLUSION ZONE AND THE ZONE
OF ABSOLUTE RESETTLEMENT



ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

8

УДК

61.4:5513+55

388638.14.39

4.15:546.96.

02.55:621.039

Збірник

стить
зультати
укових
сліджень і
слідно-
нструкторськи
робіт,
оведених в
рнобильській
ні відчуження.
лика вага
иділяється
дико-
ологічним та
діоекологічним
облемам, а
кож питанням
діоактивних
іходів.

Для
уковців, які
аціюють у
пузях екології,
діоекології,
омної
ергетики,
діології,
діохімії,
діобіології.
оже бути
рисним для
пірантів та
удентів.

This
gest comprises
e results of
entific research
d research-
sign works done
the Chernobyl
clusion zone.
nsiderable
ention was
ven to medico-
ological
blems and also
radioactive

waste issues. For scientists, experts working in the field of ecology, atom eneigetics, radiology, radiochemistry, radiobiology and related fields. It may be useful for postgraduates and students.

Редакційна колегія

В.М. Шестопалов (голова редакційної колегії), *Є. В. Соботович* (заступник голови редакційної колегії), *В.І. Холоша* (відповідальний редактор), *М.І. Проскура* (заступник відповідального редактора), *Ю.О. Іванов* (заступник відповідального редактора), *В.Л. П'янтковський* (відповідальний секретар), *В.Є. Тєпкін*, *М.І. Мельник*, *В.І. Бухарєв*, *П.С. Вовк*, *О.К. Авдєєв*, *Ю.С. Архангельський*, *Т.Н. Бондаренко*, *Ю.В. Верюжський*, *Ю.І. Калюх*, *О.О. Ключников*, *В.А. Курєпін*, *В.В. Лукачина*, *О.Є. Меленєвський*, *С.С. Огородник*, *В.І. Купний*, *І.Ф. Вовк*, *О.В. Войцехович*, *В.А. Гайченко*, *В.В. Деревець*, *Р. Чессер*, *С.П. Джєпо*, *О.В. Кашипаров*, *Б.С. Пристер*, *А.М. Сердюк*, *А.К. Сухоручкін*, *В.В. Токаревський*, *В.С. Давидчук*, *Т.П. Лось*, *В.П. Тронь*, *В.С. Яцков*, *Б.А. Малицький*, *О.О. Бондаренко*, *А.Ф. Єрьомін*

Адреса колегії

07270, м. Чорнобиль, вул. Радянська, 14

Державний департамент Адміністрація зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення

Тел. 225 30 58 8

293 5 11 52

Затверджено до друку Науково-технічною радою при Державному департаменті - Адміністрації зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення

© Державний департамент - Адміністрація зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, 2005

ISBN 966-7600-25-4

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ
НАСЕЛЕННЯ ВІД НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ
ДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ - АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ І ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО
(ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ

**ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE**

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК

ЗАСНОВАНО У 1994 Р.
ВИПУСК 8

В.П. Бухарєв, М.П. Семенюк, В.О. Степанов, Б.Г. Шабалін Вирішення проблем глибинної ізоляції відпрацьованого ядерного палива та високоактивних відходів на основі дослідження природних геологічних аналогів	5
Саверский С.Ю., Кухтин В.В., Шмойлов А.М. Расширение, реконструкция ПЗРО "Буряковка"	10
Леденев А. И., к.т.н. Авдеев О. К., Мишунина И.Б., Сорока Н.В. Вопросы предстоящей консервации хранилища "Буряковка"	13
к.г.н. Яковлев В. М., к.т.н. Авдеев О. К., Мишунина И.Б., Сорока Н.В. Обоснование необходимости перезахоронения ПЗРО "III очередь ЧАЭС"	18

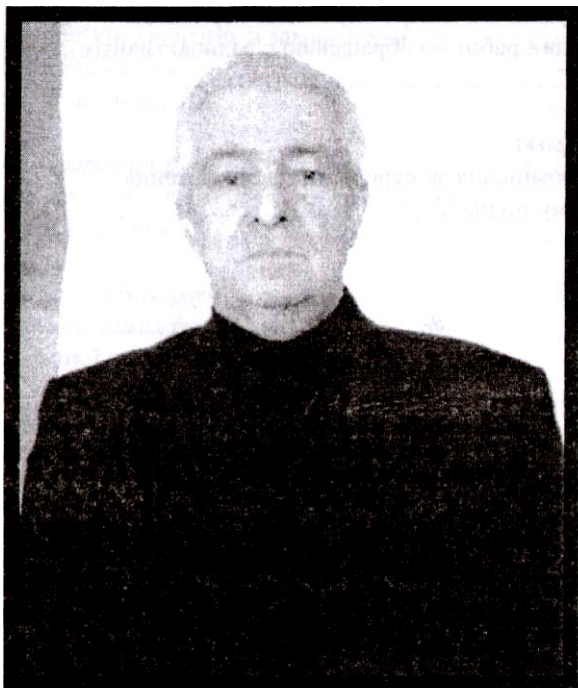
Мишунина І.Б., к.т.н. Кретинин А.А., Сорока Н.В. Оценка безопасности приповерхностного захоронения РАО в Чернобыльской зоне отчуждения	25
к.т.н. Кретинин А.А. Создание центра переработки, хранения и захоронения радиоактивных отходов Украины в Чернобыльской зоне отчуждения	35
Мишунина І.Б., к.т.н. Кретинин А.А., Сорока Н.В. Исследования свойств экранирующего слоя для хранилищ РАО в Чернобыльской зоне отчуждения	46
М.Ю. Алесіна, Л.І. Носова, В.Н. Корзун Вплив біологічноактивного комплексу "Медодар" на показники неспецифічної резистентності експериментальних тварин при хронічному опромінюванні у малих дозах	56
І.В. Какура, Л.І. Наговіцина, Л.С. Гронська, В.М. Фокін Радіаційна безпека при поводженні з металобрухтом	63
О.О. Бондаренко, С.І. Кіреєв, М.І. Проскура, С.Ю. Медведев Критерій звільнення території в умовах пролонгованого післяаварійного опромінення	69
О.А.Бондаренко, П.Б.Арясов, С.Ю.Медведев, Д.В.Мельничук Критические факторы формирования доз внутреннего облучения персонала Объекта "Укрытие"	90
Корчагін П.О. Шляхи підвищення надійності ізоляції радіоактивних відходів	103
Д. А. Бугай Геостатистический анализ распределения активности ¹³⁷ Cs в траншее с радиоактивными отходами на ПВЛРО "Рыжий лес"	109
К.А. Слівінська Паразитологічні дослідження популяції коня Пржевальського (Equus przewalskii) Чорнобильської зони відчуження	120
С.В. Шевченко К вопросу о составляющих погрешности измерений активности проб, содержащих "горячие частицы"	125
А.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко, Л.Н. Спасенова, П.И. Гвоздяк, В.Ю. Тобилко Применение неорганических и биологических методов дезактивации природных вод в Чернобыльской зоне отчуждения	131
А.А. Одинцов Оценка степени трансформации (растворения) топливной компоненты выпадений в почвах ближней зоны ЧАЭС методом последовательных экстракций	145

2

І.В. Какура, І.І. Карачов, Л.І. Наговіцина, М.І. Проскура, В.Л. Пянтковський Регламентация радіаційного забруднення об'єктів зони відчуження на пізній стадії аварії	153
А.И. Савин, А.Н. Рябушкин, Н.И. Проскура, Ю.К. Корнилова К вопросу организации работ по обращению с радиоактивными отходами Чернобыльской АЭС	161
А.Ш. Липська, І.П. Дрозд Формування доз опромінення за перорального знаходження стронцію до організму щурів	169

3

Присвячується пам'яті Едуарда Людвиговича ПАНАСЕВИЧА



Едуард Людвигович Панасевич народився 27 травня 1940 року в с. Москалівка Жмеринського району Вінницької області в сім'ї службовця.

В 1960 році закінчив Київський геологорозвідувальний технікум, а в 1975 році - Український інститут інженерів водного господарства та отримав спеціальність інженера-гідротехніка, якій присвятив все своє життя.

З 1960 року Панасевич Е. Л. працював в інституті "Укрдіпроводгосп". У 1962 році був переведений до Кіровської експедиції Міністерства геології СРСР. За контрактом з інститутом "Укрдіпроводгосп" працював за кордоном: з серпня 1965 року до грудня 1967 року - змінним буровим майстром в Алжирі, з 1981 року по 1985 рік - інженером та старшим інженером по буровому обладнанню в Тунісі.

Після повернення з січня 1968 року до жовтня 1987 року працював на різних посадах в інституті "Укрдіпроводгосп".

У жовтні 1987 року був призначений керівником Державного спеціалізованого виробничого комплексного водоохоронного підприємства "Чорнобильводексплуатація", де пропрацював до 2003 року.

З червня 2003 року працював на різних посадах в Державному спеціалізованому підприємстві "Регіональне управління забезпечення організаційно-технічної та розпорядчої діяльності".

Панасевич Е.Л. має дружину та трьох синів. Він учасник - ЛНА на Чорнобильській АЕС 1 категорії. У квітні 2002 року Панасевичу Е.Л. присвоєно почесне звання "Заслужений природоохоронець України".

Де б не працював Панасевич Е.Л., скрізь він користувався глибокою пошаною та любов'ю співробітників та друзів.

5 березня 2006 року через тяжку хворобу Панасевич Е.Л. пішов з життя.

Світлій пам'яті світлої і прекрасної людини, друга, соратника, спеціаліста високого класу, громадянина - Панасевича Едуарда Людвиговича - присвячується цей збірник.

УДК 553.495(477): 621.039.74

В.П. Бухарєв, М.П. Семенюк, В.О. Степанов, Б.Г. Шабалін

ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ ГЛИБИННОЇ ІЗОЛЯЦІЇ ВІДПРАЦЬОВАНОГО ЯДЕРНОГО ПАЛИВА ТА ВИСОКОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ НА ОСНОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРИРОДНИХ ГЕОЛОГІЧНИХ АНАЛОГІВ

Обґрунтовано необхідність використання базової геологічної та мінералого-геохімічної інформації на основі досліджень різних за віком, генезисом та умовами залягання уранових родовищ України для коректної оцінки екологічної безпеки при довгогпривалому функціонуванні системи "глибинне сховище радіоактивних відходів - геологічне середовище".

Ядерне паливо, яке використовується на атомних електричних станціях, принаймні на молекулярному рівні, аналогічне природному уранініту. За рентгеноструктурними дослідженнями воно також ідентичне структурі синтетичного UO_2 . Відзначається різниця лише на атомарному рівні, оскільки штучний діоксид урану збагачений ^{238}U . Відпрацьоване ядерне паливо (ВЯП) за речовинним складом також майже ідентичне природному уранініту, оскільки кількість штучних трансуранових елементів та інших продуктів ділення незначна [1] і не може істотно впливати на геохімічні процеси при глибинній ізоляції ВЯП, тобто нездатна суттєво порушити стабільність природного геологічного середовища.

На підставі викладеного вище можна стверджувати, що уранові родовища, якщо їх розглядати як своєрідні природні лабораторії, в яких реалізувався експеримент щодо довготривалого (десятки-сотні мільйонів років) зберігання високоактивної речовини, не мають альтернативи. Лише комплексне вивчення цих об'єктів дає можливість отримати дані для вибору майданчика і розробки технології спорудження екологічно безпечних глибинних сховищ. На нашу думку, будь-які короткотермінові, порівняно з геологічним часом, лабораторні дослідження навіть в підземних лабораторіях не в змозі дати об'єктивні висновки для обґрунтування рівня безпеки глибинних сховищ, головним чином, завдяки неможливості коректної екстраполяції отриманих результатів на строк у десятки тисяч років, як того потребують вимоги МАГАТЕ [2].

Метод аналогії має виключне і навіть вирішальне значення у геологічних дослідженнях як наукового, так і суто практичного змісту, в тому числі для оцінки функціонування сховищ геологічного типу [3]. Саме завдяки цьому методу є можливість об'єктивно систематизувати результати досліджень, виконаних у різних регіонах, в різні часи й почасти істотно відмінних за рівнем детальності.

Переважній кількості геологічних тіл будь-якого часу утворення та будь-яких розмірів властиві свої, суто індивідуальні ознаки, але за умови ідентичності їх речовинного складу та генезису (магматичні, метасоматичні, метаморфічні, осадові, хемогенні тощо) найголовніші особливості таких тіл неодмінно будуть мати багато спільного. У цьому контексті маються на увазі процеси рудоутворення, формування типоморфних мінералого-геохімічних ознак, спрямованість та ступінь гіпергенних перетворень, глибинність та щільність контракційної тріщинуватості, фізико-механічні показники і, що найважливіше, - адекватність змін багатьох визначальних характеристик під постійним впливом зовнішніх чинників теплового, радіаційного, гідрохімічного або сейсмотектонічного походження. Практично всі напрями геологічного прогнозу, особливо в галузі пошуків та розвідки корисних копалин (нафта, газ, вода, тверді металеві та неметалеві руди тощо) або інженерної геології базуються на цілеспрямованому використанні методу аналогії.

5

За результатами виконаних нами в попередні роки регіональних досліджень [4, 5] з метою вибору кристалічних й осадових формацій, перспективних для створення сховищ ВЯП та ВАВ геологічного типу в північно-західній частині України і зокрема у зонах відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення (ЗВБВ) та прилеглих районах, які включали оцінку сейсмічності, палео- та сучасної геодинаміки, тектоніки, неотектоніки, гідрогеологічного режиму й багатьох інших параметрів, були визначені найпридатніші для вирішення зазначеної вище проблеми конкретні геологічні формації і райони. Процедура і технологія вибору цих районів та формацій цілком базувалась на результатах вивчення природних геологічних аналогів.

Показовим прикладом у цьому відношенні можуть бути рапаківіграніти Коростенського плутону, які поширені в межах північно-західної частини України на площі майже 10 000 км². Виходи рапаківігранітів на денну поверхню досить обмежені, оскільки на більшій частині площі їх поширення вони перекриті осадовими утвореннями широкого вікового діапазону, потужність яких коливається від перших до кількох десятків метрів. Наявні результати аналізів петроструктурних, петрохімічних і геохімічних особливостей, виконані в різних частинах плутону, та відносно високий ступінь геофізичної вивченості всієї дослідженої території дозволяють зробити обґрунтований висновок про абсолютну ідентичність не тільки петрографічних та фізико-механічних характеристик, але й типів та генезису тріщинуватості, характеру водонасиченості, хімічних показників тріщинних вод, в тому числі рН та Eh середовища, принаймні в межах ЗВБВ, в інтервалі глибин від 0 до 1000 м і більше. Таким чином, при виборі ділянок, найпридатніших для розміщення глибинних сховищ в межах Коростенського плутону та прийняття рішення щодо їх створення, пріоритетного значення набувають техніко-економічні, соціально-демографічні та інші негеологічні критерії.

Стабільність сучасного стану геологічного середовища в межах вибраних за зазначеними вище природними критеріями ділянок, неможливість будь-яких суттєвих змін

чи перетворень його в майбутньому у геологічному вимірі часу (десятки мільйонів років), є найважливішою гарантією екологічної безпеки глибинного сховища. Принаймні результати вивчення стратиграфії перекриваючих осадових породних комплексів, їх літологічних особливостей у сукупності з вищевказаними петроструктурними факторами дає можливість дійти дуже важливого висновку, а саме: впродовж останніх 25-30 млн. років глибина денудаційного зрізу в межах поширенні рапаківігранітів Коростенського плутону на території ЗВБВ майже не змінилася або ж складала буквально перші десятки метрів, і ця тенденція за геодинамічними та тектонічними ознаками зберігатиметься протягом досить тривалого у геологічному вимірі часу - десятки або навіть сотні мільйонів років. Слід зазначити, що вся досліджена територія північно-західної частини Українського щита (УЩ), за винятком Овруцького кряжу, являє собою типовий пенеплен з характерним ерозійно-аккумулятивним типом рельєфу, у той час як інтенсивність й густота ерозійного розчленування чітко просторово корелюються з проявами розломно-блокової неотектоніки та сумарними амплітудами вертикальних рухів, які сягають тут значень 50-100 м [6].

Сейсмотектонічна стабільність північно-західної частини Українського щита (УЩ), неможливість активізації ерозійних процесів катастрофічного масштабу протягом наступних тисяч чи навіть мільйонів років однаково властива і його присхиловим ділянкам. Моноклінальне залягання мезо-кайнозойських відкладів (юра-неоген), майже повна аналогія їх потужностей та літотипів на площах в десятки квадратних кілометрів і відповідно аналогічна динаміка та гідрохімія ґрунтових й підземних вод у сукупності з іншими менш суттєвими факторами свідчать про постійність тектонічних режимів впродовж часу формування осадового покриву (принаймні протягом останніх 200 млн. років) та просторову інтегрованість процесів їх літогенетичних перетворень. За ситуації прийняття рішення про створення глибинного сховища безпосередньо в районі промайданчика ЧАЕС, в глинах та карбонатних алевритах юрського віку, використання методу аналогії набуде широкого застосування і дозволить оперативно й маловитратно отримати необхідний обсяг інформації як для вибору самого майданчика, так і складання обґрунтованого технічного проекту наукових досліджень.

6

Вищенаведені у схематичній формі приклади застосування природних геологічних аналогів для вказаної мети свідчать про можливість ресурсозберігаючого вирішення в короткі строки низки важливих науково-прикладних питань, які є складовими елементами процесу первинного вибору конкретної геологічної формації та місця спорудження глибинного сховища. Для прийняття ж остаточного рішення щодо коректної реалізації цієї проблеми потрібна інформація іншого рівня, а саме та, яка включає фактори, що зумовлюють ті чи інші можливості перерозподілу видаленої в геологічне середовище речовини, тобто інформація щодо очікуваних геохімічних процесів та мінеральних перетворень.

За концепцією цього дослідження майбутній об'єкт глибинної ізоляції ВЯП та ВАВ слід розглядати як штучне техногенне родовище урану, екологічно безпечне існування якого цілком забезпечується самим природним геологічним середовищем. Умови розміщення техногенного родовища повинні бути адекватними за мінералого-геохімічними показниками природним урановим родовищам попередню визначеного генетичного типу. Поняття адекватності у цьому контексті не означає повної аналогії штучного родовища природному, але в обох випадках динаміка перерозподілу урану завдяки його геохімічним властивостям повинна бути, в головних рисах, аналогічною. Таким чином, визначений механізм мінеральних перетворень у системі "руда - вміщуюча порода" під впливом фізико-хімічних умов, які постійно змінюються, та залежно від первинного складу вміщуючої гірничої маси якраз і складає необхідну інформаційну базу для превентивного моделювання очікуваних наслідків у результаті створення штучної системи: "глибинне сховище РАВ - вміщуючі породи".

Промислові уранові родовища України гіпогенного походження віком близько 1,8 млрд. років - найголовніші природні геологічні аналоги для відтворення у зворотному віковому напрямку ходи більшості процесів як безпосередньо у створеному глибинному сховищі в кристалічних формаціях, так і в ореолі його впливу на навколишнє геологічне

середовище. Особливого значення для вивчення закономірностей та механізму перерозподілу урану і в цьому контексті міграції актинідів, які містяться у ВЯП в незначних концентраціях (передусім ^{239}Pu), є рудні тіла (уранініт, настуран, бранерит, кофінит тощо), які частково або повністю розміщені в приповерхневих умовах (в інтервалі глибин 0-500 м), переважно залягають в інтенсивно тріщинуватих, максимально водонасичених породах, тобто в межах різних рівнів зони гіпергенезу. Вивчення геологічної будови, особливо осадових формацій, які перекривають рудні тіла, свідчить, що первинні рудні мінерали урану перебувають в умовах гіпергенезу вже десятки мільйонів років (починаючи з еоцену). Під впливом збагачених киснем тріщинних вод, інших зовнішніх та внутрішніх чинників, що зумовлюють нестабільність системи, первинні мінеральні парагенезиси зазнали змін, які проявились у створенні вторинних за походженням мінеральних асоціацій. Вивчення наслідків цього тривалого природного експерименту - це на сьогодні практично єдина наявна можливість визначення комплексу реальних геолого-геохімічних факторів, необхідних для моделювання механізму масопереносу компонентів ВЯП та ВАВ при їх видаленні в кристалічні формації, в тому числі й у рапаківіграніти у ЗВБВ.

Особливого значення набуває також цілеспрямоване у контексті вирішення вищезазначеної проблеми вивчення уранових родовищ інфільтраційного класу, локалізованих в осадових утвореннях як в глибинних (150-500 м, пластово-інфільтраційний тип), так і в приповерхневих (грунтово-інфільтраційний тип) горизонтах осадових порід.

Гідрогенні родовища пластово-інфільтраційного типу поширені в межах найзануреніших присхолових частин УЩ та бортів Дніпровсько-Донецької западини. Частина з них розміщена в теригенних відкладах (алеврити, глини, пісковики тощо) рифею і утворилась близько 500 млн. років тому; інші - в карбонатних та вуглистих утвореннях середнього карбону (вік біля 200 млн. років) та теригенних, хемогенних і карбонатних утвореннях тріас-юрського віку. З достатнім рівнем ймовірності можна стверджувати, що вивчення умов формування родовищ настурану, особливостей епігенетичної мінералого-геохімічної зональності, інших рудоконтролюючих та рудовмішуючих природних

7

чинників дасть змогу отримати вихідну інформативну базу для визначення природних параметрів, необхідних для розміщення глибинних сховищ ВЯП та ВАВ в осадових формаціях України.

Грунтово-інфільтраційні родовища урану - головний промисловий тип, на якому рудний компонент вилучається методом підземного вилуговування. У широкому розумінні Девладівське, Братське, Сафонівське, Садове та інші родовища й рудопрояви зазначеного типу - це результат перерозподілу урану стоком підземних вод в зоні гіпергенезу з докембрійських кристалічних формацій в навколишнє геологічне середовище з супутніми трансформаціями мінералого-геохімічного складу як корінних, так й грунтово-інфільтраційних родовищ, а також осадових порід, що вміщують останні [7, 8]. Таким чином, цей, поставлений самою природою експеримент, який розпочався в ранньому еоцені і продовжується в наш час, за умови детальних досліджень його еволюції може слугувати надійним аналогом прогнозованих перетворень у системі: "сховище ВЯП чи ВАВ - осадові породи". Дослідження цього природного експерименту суттєво спрощується тими обставинами, що всі родовища вказаного генетичного типу залягають в збагачених органічними залишками піщано-глинистих відкладах бучацької та канівської світ еоцену потужністю до 80 м і принаймні близько 30 млн. років являють собою відкриту систему. Урановорудні прошарки пластової й лінзовидної конфігурації, які залягають серед вуглистих пісків, глин, бурих вуглів і навіть вторинних каолінів, є найголовнішим об'єктом досліджень з метою вивчення геохімії урану та його трансуранових аналогів в екстремальних ситуаціях гіпергенезу [9, 10].

Підсумовуючи вищезазначені обставини довготривалого існування різнотипних уранових родовищ, можна констатувати, що цілеспрямоване вивчення сучасного стану та наслідків еволюції різноманітних генетичних уранових родовищ України - це реальний шлях для визначення мінералого-геохімічних, фізико-хімічних, техніко-економічних та цілої низки інших факторів, необхідних для обґрунтування доцільності створення об'єктів глибинної

ізоляції ВЯП та ВАВ, встановлення глибини їх розміщення в конкретних геологічних формаціях.

Література

1. Герасимов А.С., Зарицкая Т.С., Рудик А.П. Справочник по образованию нуклидов в ядерных реакторах. - М.: Энергоиздат, 1989. - 574 с.
2. Принципы безопасности и технические критерии при подземном захоронении радиоактивных отходов высокого уровня активности // Серия изданий по безопасности МАГАТЭ, № 99. - Вена: МАГАТЭ, 1990. - 23 с.
3. Neretnieks J. Some used natural analogues in assessing the function of HLW repository // Chemical Geology. - 1986. - V. 55. - P. 175-288.
4. Бухарев В.П., Скворцов В.В., Семенюк М.П., Степанов В.О. Оцінка Чорнобильської зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення за критеріями придатності геологічних структур для спорудження глибинного сховища РАВ // Экологические проблемы захоронения радиоактивных отходов: Сб. тез. междунар. конф. 9-11 марта 2000 г. - Киев, 2000.- С.7-8.
5. Бухарев В.П., Семенюк М.П., Скворцов В.В. та ін. Еколого-геологічне районування Чорнобильської зони відчуження // Збірник наукових праць ДНЦ РНС - К., 2000. - Вип. 2. - С. 304-309.
6. Соколовский И.Л., Волков Н.Г. Методика поэтапного изучения неотектоники - Киев: Наукова думка, 1965.- 178 с.
7. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины // Под ред. Я.Н. Белевцева и В.Б. Коваля. - Киев: Наукова думка, 1995.- 396 с.
8. Геология и генезис месторождений урана // Под ред. Я.Н. Белевцева, В.И. Данчева. - М.: Недра, 1980. -270 с.
9. Данчев В. И., Лепкий С.Д., Сергеев И.П. и др. Вопросы теории экзогенного уранового рудообразования. - Киев. -1984. - 32 с. (Препр. ИГФМ АН УССР).
10. Образование месторождений урана // Труды Симпозиума по образованию месторождений урана (Афины, 6-10 мая 1974 г.). - М.: Мир, 1976. - 761 с.

Інститут геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України, Київ

8

V.P.Bukharev, M.P.Semenyuk, V.O.Stepanov, B.G.Shabalin. ON SOLVING PROBLEM OF SPENT NUCLEAR FUEL AND HIGH LEVEL WASTE DEEP-SEATED ISOLATION BASED ON STUDIES OF NATURAL GEOLOGIC ANALOGUES

A possibility is justified for application of basic geologic and mineralogic-geochemical information resting on the studies of uranium deposits of Ukraine which differ by their age, genesis and location conditions, that is necessary for correct estimation of environmental safety during long-term functioning of the system "deep-seated storage - geologic medium".

В.П. Бухарев, Н.П. Семенюк, В.А. Степанов, Б.Г.Шабалин. РЕШЕНИЕ ПРОБЛЕМ ГЛУБИННОЙ ИЗОЛЯЦИИ ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА И ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА ОСНОВЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ АНАЛОГОВ

Обоснована необходимость использования базовой геологической и минералого-геохимической информации на основе исследования разных по возрасту, генезису и условиям залегания урановых месторождений Украины для корректной оценки экологической безопасности при долговременном функционировании системы "глубинное захоронение радиоактивных отходов - геологическая среда".

9

Саверский С.Ю., Кухтин В.В., Шмойлов А.М. РАСШИРЕНИЕ, РЕКОНСТРУКЦИЯ ПЗРО "БУРЯКОВКА"

Государственный департамент - Администрация зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения

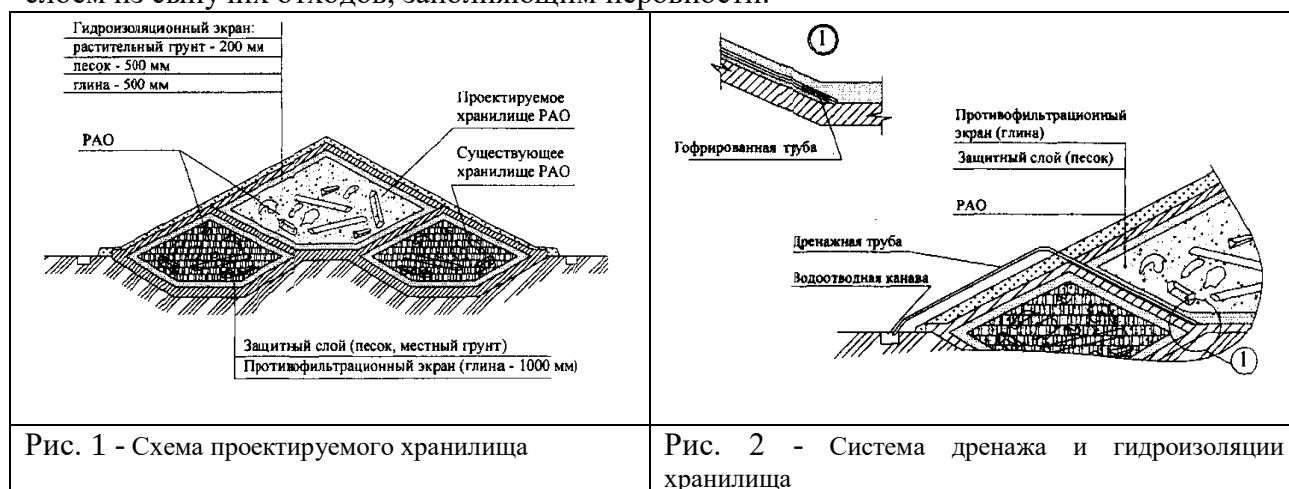
Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

Государственное специализированное предприятие по обращению с радиоактивными отходами "Комплекс "

В пункт захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) "Буряковка" поступают не переработанные радиоактивные отходы (РАО) черновильского происхождения: строительные конструкции, металлолом, фрагменты железобетона, радиоактивный грунт, щебень и т. п. Ресурс хранилища при достигнутых темпах поступления РАО (~40 тыс. м³ в год) практически исчерпан. Поэтому на основании постановления Кабинета Министров Украины от 29 апреля 1996 г. № 480 принято решение о реконструкции ПЗРО "Буряковка", что позволит (с введением в эксплуатацию хранилищ междутраншейного типа) принять дополнительно 120 тыс. м³ РАО до завершения строительства инфраструктуры и хранилищ комплекса "Вектор".

Хранилище представляет собой поверхностную траншею, размещенную между двумя смежными, заполненными РАО существующего ПЗРО (рис. 1).

После проведения комплекса подготовительных работ по строительству траншеи приступают к созданию противofильтрационного экрана из глины мощностью 1,0 м. Создание экрана осуществляется слоями ($h_{\text{сл}}=250$ мм) с увлажнением и последующим уплотнением ($g_{\text{ск}}=1,8$ т/м³), что обеспечит коэффициент фильтрации в направлении, перпендикулярном площади экрана, не более $24 \cdot 10^{-3}$ м/сут. Противofильтрационный экран покрыт сверху слоем песка, который служит защитой от повреждения экрана тяжелой грузоподъемной техникой, используемой при заполнении траншеи РАО, а также от повреждений его крупными и тяжелыми фрагментами с острыми краями (трубами, балками, кусками железобетона). Сверху массив РАО из крупноблочных фрагментов покрывают слоем из сыпучих отходов, заполняющим неровности.



10

Характерной особенностью хранилища является формирование уклонов в днище траншеи. Создание этих уклонов вызвано необходимостью сбора атмосферных осадков, которые неизбежно будут собираться на дне траншеи в период его заполнения РАО. Уклон формируется таким образом, что вся вода собирается в предназначенном месте и удаляется дренажной системой за пределы хранилища.

Радиоактивные отходы, доставленные спецавтомобилем, разгружаются в месте начала формирования каждого слоя складываемых РАО и далее при помощи бульдозера осуществляется процесс выравнивания и уплотнения отходов в направлении "от себя", что позволяет исключить или свести к минимуму контакт спецавтомобиля с РАО, тем самым минимизировать затраты на его последующую дезактивацию.

За счет уклона дна траншеи осуществляется более эффективный вынос атмосферных осадков в дренажную систему, при этом образование обводненных участков в районе уже заскладированных РАО не допускается. Это обстоятельство существенно, т. к. хранилище будет заполняться продолжительное время. Дренажная система предполагает сбор атмосферных осадков из каждого слоя через 1,5 м складываемых РАО (рис. 2).

Складирование РАО осуществляется слоями ($h_{\text{сл}} - 250$ мм в разрыхленном состоянии) по всей площади хранилища с последующим его уплотнением и с периодическим увлажнением. Создав первый слой уплотненных РАО и сформировав дренажную систему в нижней точке дна хранилища, приступают к образованию следующего слоя. После достижения $h=1500$ мм создают слой (200 мм) из сорбционного материала (глина) и далее работы по загрузке хранилища отходами продолжают до полного заполнения по вышеописанной технологии.

Заполнение хранилища РАО осуществляют таким образом, чтобы с торцовых сторон хранилища образовался уклон 1:4, формируемый таким же способом, как для создания верхнего гидроизоляционного экрана.

С целью исключения попадания атмосферных осадков в середину хранилища в постэксплуатационный период сверху уплотненных РАО образуется гидроизоляционный экран, который представляет собой многослойный барьер и состоит из:

- ♦ слоя глины мощностью 0,5 м;
- ♦ слоя местного грунта (песок или супесь) мощностью 0,5 м;
- ♦ растительного слоя мощностью 0,2 м.

В каждой траншее верхний гидроизоляционный и нижний противодиффузионный экраны соединяются по периметру, создав, таким образом, вокруг массива РАО цельную герметическую оболочку ("замок"), который изолирует их от атмосферных осадков и дренажных вод. Параметры траншеи (хранилища):

длина, м	155,2;
ширина, м	88,0;
высота, м	9,7;
толщина верхнего гидроизоляционного экрана, м	1,2;
11	
толщина нижнего противодиффузионного экрана, м	1,0;
боковые уклоны: по длине	1:10;
по торцам	1:4.

Технологическая схема обращения с РАО на ПЗРО следующая:

- ♦ прием (включает взвешивание, оформление документов, учет, радиационный контроль);
- ♦ транспортировка к месту захоронения и разгрузка;
- ♦ захоронение;
- ♦ мониторинг окружающей среды.

Выводы

Расчеты текущего и потенциального облучения, проведенные в соответствии с требованиями НРБУ-97/Д-2000, показали, что уровень годовой эффективной дозы текущего облучения критической группы населения при нормальном функционировании хранилища ПЗРО "Буряковка" до и после истечения нормативного 300-летнего периода не превысит допустимой величины 0,01 мЗв/год.

С.Ю. Саверский, В.В. Кухтін, А.М. Шмойлов. РОЗШИРЕННЯ, РЕКОНСТРУКЦІЯ ПЗРВ "БУРЯКІВКА"
До ПЗРВ "Буряківка" надходять неперероблені РАО чорнобильського походження: будівельні конструкції, металобрухт, фрагменти залізобетону радіоактивний ґрунт, щебінь тощо. Ресурс сховища при досягнутих темпах надходження РАО (~40 тис. м³ на рік) практично вичерпаний. Тому на підставі постанови Кабінету Міністрів України від 29 квітня 1996 р. А? 480 прийнято рішення щодо реконструкції ПЗРВ "Буряківка", що дозволить (із введенням в експлуатацію сховищ міжтраншейного типу) прийняти додатково 120 тис. м³ РАО до завершення будівництва інфраструктури і сховищ комплексу "Вектор"

S.U. Saversky, V.V. Kukhtyn, A.M. Shmoylov. EXPANSION, THE PZRW "BURYA- KOVKA" RECONSTRUCTION

In PZRW "Buryakovka" act unprocessed the RAW Chernobyl'skogo origin: build constructions, scrap-metal, fragments of the reinforced concrete, radio-active soil, macadam, etc. Resource of depository at the attained rates of the RAW receipt (~40 тис. м³ in a year) it is practically exhausted. Therefore on the basis of On of Cabinet of Ministers of Ukraine from April, 29, 1996 N9 480 the decision is accepted on the PPRW "Buryakovka" reconstruction, that will allow (with introduction to exploitation of depositories between a trench type) to accept additionally - a 120 thousand м³ RAW before completion of building of infrastructure and depositor us of the complex "Vector",

12

Леденев А. И., к.т.н. Авдеев О. К., Мишунина И.Б., Сорока Н.В.

ВОПРОСЫ ПРЕДСТОЯЩЕЙ КОНСЕРВАЦИИ ХРАНИЛИЩА "БУРЯКОВКА"

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

На сегодня ПЗРО "Буряковка" является единственным хранилищем в зоне отчуждения ЧАЭС, которое принимает радиоактивные отходы на захоронение. При достигнутых темпах ликвидации несанкционированных накоплений РАО и темпах дезактивационных работ ресурс хранилища практически исчерпан. Поэтому наряду с работами по реконструкции ПЗРО с целью увеличения его емкости, на повестке дня стоит вопрос о его закрытии (консервации).

Эта проблема рассматривается как один из заключительных этапов жизненного цикла хранилища, когда траншеи заполнены РАО и выполнена их изоляция.

Для ПЗРО "Буряковка" на этом этапе важными являются следующие вопросы:

- ♦ оценка площадки для размещения хранилища;
- ♦ оценка надежности его элементов;
- ♦ качественный состав захороненных РАО;
- ♦ соответствие текущего уровня активности РАО требованиям радиационной безопасности приповерхностного хранилища;
- ♦ проверка системы технических и организационных мероприятий по защите инженерных барьеров и сохранению их эффективности;
- ♦ прогноз потенциального облучения при ведении хозяйственной деятельности непосредственно на месте снятого с контроля хранилища.

С учетом этих факторов ставится вопрос о соответствии принятых технических решений и защитных мер уровню радиационной безопасности для размещения хранилища в зоне отчуждения, которая изъята из сферы хозяйственной деятельности и проживания людей на сотни лет.

Концепция закрытия (консервация) ПЗРО "Буряковка" разработана для реализации следующих этапов жизненного цикла хранилища:

- ♦ консервация заполненного хранилища и его постэксплуатационное контролируемое состояние, продолжительность этапа до 100 лет;
- ♦ постэксплуатационное состояние (частично контролируемое) с проведением пассивного административного контроля, который представляет собой безусловное хранение информации по месторасположению захороненных РАО и характеристику их потенциальной опасности, продолжительность этапа до 300 лет (при условии полного освобождения РАО);
- ♦ постэксплуатационное неконтролируемое состояние.

Консервация хранилища предусматривает выполнение дополнительных требований безопасности захоронения РАО после завершения его эксплуатации и включает:

- ♦ дополнительную изоляцию РАО;
- ♦ дезактивацию, демонтаж, переоборудование или консервацию машин, механизмов, зданий и сооружений хранилища;
- ♦ реализацию мероприятий по предотвращению доступа к отходам (установление ограждения, запрещающих знаков и пр.);
- ♦ упорядочение территории;
- ♦ дальнейшее ведение мониторинга.

13

В процессе проектирования консервации хранилища должна быть выполнена оценка безопасности захоронения РАО в постэксплуатационный период жизненного цикла, материалы которого необходимо воплотить в виде:

- ♦ регламента и технических требований к консервации;
- ♦ долгосрочного прогноза развития процессов;
- ♦ обоснование объемов и сроков последующего мониторинга;
- ♦ программы (плана) ликвидации чрезвычайных (запроектных) аварий.

Должна быть в целом разработана программа работ, связанных с подготовкой и проведением консервации ПЗРО "Буряковка".

Реализация всех требований по консервации ПЗРО "Буряковка" не может быть достигнута в период его заполнения и планируемой реконструкции (увеличение вместительности), но выполнение требований к критериям приема РАО и качеству элементов инженерных барьеров (экранов) должно решаться именно теперь, т. е. на стадии эксплуатации. Дополнительно необходимо:

- ♦ провести инвентаризацию всех РАО зоны отчуждения, которые возможно и уместно перезахоранивать в ПЗРО "Буряковка";
- ♦ подготовить хранилище к включению в единую систему комплексного мониторинга зоны отчуждения;
- ♦ выполнить ряд научно-исследовательских работ.

Для обеспечения требований по радиационной безопасности при консервации хранилища необходимо выполнить научно-исследовательские работы по следующим направлениям:

- ♦ разработка и создание электронной базы данных для всех траншей ПЗРО;
- ♦ выполнение контрольного обследования хранилища;
- ♦ разработка и обоснование критериев приема РАО в ПЗРО;
- ♦ экспериментальные исследования диффузных свойств радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , группы Pu и ^{241}Am в материалах экранирующего слоя при консервации хранилища;
- ♦ изучение степени выщелачивания радионуклидов группы плутония из топливных частиц РАО чернобыльского происхождения;
- ♦ выбор и обоснование предложений по усовершенствованию конструкции инженерных барьеров для консервации приповерхностных хранилищ зоны отчуждения ЧАЭС;
- ♦ разработка проекта программы (плана) предупреждения и ликвидации последствий чрезвычайных (запроектных) аварий после консервации хранилищ РАО разных типов;
- ♦ разработка и испытание систем контроля состояния хранилищ;
- ♦ проведение исследований по балансу влаги в системе: "гидроизоляционный экран - хранилище РАО - противодиффузионный экран";
- ♦ анализ доз и рисков облучения, а также необходимых затрат на существующие хранилища РАО в зоне отчуждения ЧАЭС.

Оценка защитных свойств инженерных и природных барьеров

Главными конструктивными защитными элементами хранилища (инженерными барьерами) являются:

- ♦ противодиффузионный экран;
- ♦ дренажная система отвода атмосферных вод;
- ♦ гидроизоляционный экран.

Массиву вмещающих пород (природному барьеру) отводится роль контрольного защитного барьера только на случай максимальной запроектной аварийной ситуации.

Миграция радионуклидов из хранилища рассматривается по трем наиболее подвижным и значимым - ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{238,239,240}\text{Pu}$.

По предварительным расчетам диффузионно-конвективного переноса радионуклидов на момент консервации и снятия РАО с государственного контроля, инфильтрационный вынос и концентрация ^{90}Sr в грунтовых водах под хранилищем не превысит допустимых уровней, а распространение других радионуклидов будет ограничено защитным

14

глиняным экраном. Даже при нарушении целостности экранов хранилища зона аэрации реализует свою защитную функцию по отношению к грунтовым водам и концентрации радионуклидов в них не превысят допустимых уровней (рис. 1).

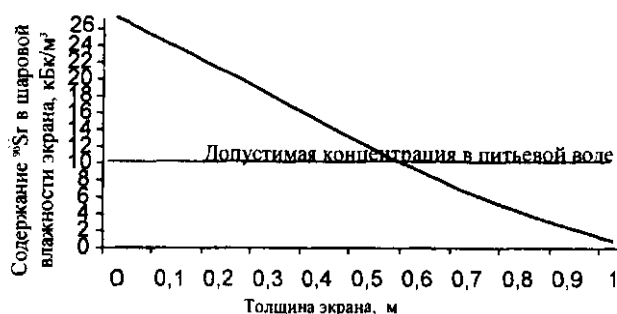


Рис. 1 - Распределение ^{90}Sr в глинистом экране через 300 лет после захоронения

Дальнейшая эксплуатация хранилища и работы, связанные с его реконструкцией, должны обеспечивать повышение надежности инженерных барьеров с учетом международного опыта и использованием новых технологий.

Определение возможных последствий при аварийных ситуациях

Анализ возможных запроектных аварий на ПЗРО "Буряковка" позволяет оптимистически оценивать их влияние и последствия (табл. 1).

Таблица 1 - Анализ возможных аварийных ситуаций на ПЗРО

Аварийная ситуация	Прогноз возникновения на территории
I. ПРИРОДНЫЕ ФАКТОРЫ	
Затопление	По условиям размещения площадки затопление под воздействием природных факторов исключено. Грунтовые воды залегают преимущественно на глубинах 14-18 м и колебания УГВ не могут привести к затоплению хранилища
Пожар	Воздействие такого фактора, как лесной пожар, может привести к возгоранию растительного покрова на территории ПЗРО. Радиационные последствия этого фактора, очевидно, отсутствуют
Землетрясение	Уровень максимального проектного землетрясения оценивается в шесть баллов. Основные сооружения ПЗРО относятся к третьей категории сейсмичности (в соответствии с действующей НТД), таким образом, их устойчивость и прочность конструкций для этих условий обеспечиваются. Плотность и устойчивость глиняных экранов для заглубленных, т. е. приповерхностных хранилищ, прогнозируются удовлетворительными
Ветровая эрозия, смерч	Вероятность такого события, как смерч, достаточно низка ($3 \cdot 10^{-6}$). Последствиями этого могут быть поднятие в атмосферу пыли и других мелких фракций с незадериванной территории
Современные геологические процессы	В пределах расположения ПЗРО современные геологические процессы существенного значения не имеют
II. ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ	
Ударная волна, взрыв	В районе размещения ПЗРО отсутствуют производства, использующие взрывоопасные вещества, не проходят газопроводы и другие продуктопроводы, т. е. отсутствует потенциальный источник ударной волны
Техногенное затопление хранилища	В непосредственной близости от хранилища отсутствуют водохранилища, емкости с запасами воды, водоводы и т. п. Таким образом, техногенное затопление хранилища исключено
Будущее развитие инфраструктуры и ее влияние на изменение природных процессов	ПЗРО размещается в зоне отчуждения, неперспективной для размещения новых населенных пунктов и промышленных предприятий. В регионе сельскохозяйственное производство не ведется
Санкционированное и несанкционированное воздействия	Возможно санкционированное и несанкционированное проникновение в зону захоронения РАО и нарушение барьерной толщи и изоляции хранилища

Прогноз дозы облучения и рисков при критических ситуациях. После консервации хранилища и снятия РАО с государственного регулирующего контроля при некоторых несанкционированных вмешательствах и в аварийных ситуациях существует вероятность повышения величины годовой эффективной дозы потенциального облучения критической группы населения (категория В). В соответствии с НРБУ-97/Д- 2000 расчеты эффективной дозы потенциального облучения проведены для следующих референтных сценариев (табл. 2).

Таблица 2 - Результаты расчета эффективной дозы потенциального облучения

Сценарий	Вид дозы	Величина дозы, мЗв/год
<i>Сценарий 1.</i> Использование питьевой воды из источников, расположенных на территории законсервированного хранилища	E_B^{ingest}	0,19
<i>Сценарий 2.</i> Радиоактивное загрязнение грунта на территории законсервированного хранилища, которая может использоваться для выращивания продуктов растениеводства	E_B^{ingest}	0,359
<i>Сценарий 3.</i> Целостность хранилища нарушена вследствие рекультивации, других земляных работ, облучение населения происходит за счет ингаляции радиоактивной пыли, которая возникает вследствие ветрового или механического подъема	E^{inhal}	0,16-0,91
<i>Сценарий 4.</i> Формирование дозы облучения населения происходит за счет внешнего гамма-облучения, что может возникнуть как в случае сохранения целостности хранилища, так и при его разрушении	E^{ef}	0,074
<i>Сценарий 5.</i> Внутреннее облучение населения происходит в результате перорального поступления радиоактивных частиц в организм человека	E_B^{ingest}	0,22

Расчеты прогнозируют величину риска на момент снятия с государственного регулирующего контроля на уровне $1,70 \cdot 10^{-4}$ случаев/год.

Уровень годовой эффективной дозы облучения критической группы населения при безаварийной эксплуатации хранилища через 300 лет будет составлять 0,00032 мЗв/год, что не превышает допустимой величины - 0,01 мЗв/год.

Потенциальная доза облучения при реализации критических сценариев по перерасчету на суммарную эффективную дозу для критической группы населения может превысить величину 1 мЗв/год (достичь 2,33 мЗв/год). Прогнозные результаты расчета доз облучения, которые находятся в интервале между референтными уровнями категорий А и Б (1-50 мЗв/год), позволяют принять решение об ограниченном снятии РАО в хранилищах ПЗРО "Буряковка" с дополнительными ограничениями согласно действующему законодательству.

Рекомендации по консервации хранилища. ПЗРО "Буряковка" является единственным хранилищем в зоне отчуждения, которое в настоящее время может принимать радиоактивные отходы. Из-за отсутствия альтернативных решений, в условиях сложной экономической ситуации в стране, его эксплуатация дала возможность захоронить более 600 тыс. м³ РАО первой и второй групп и в значительной мере нормализовать радиационную обстановку в ряде населенных пунктов и местах несанкционированных свалок.

Расчеты текущего и потенциального облучения, которые проведены в соответствии с нормативными требованиями НРБУ/Д-2000, показали, что уровень годовой эффективной дозы текущего облучения критической группы населения от нормально функционирующего хранилища ПЗРО "Буряковка" как до, так и после 300 годового периода, не превысит допустимого значения 0,01 мЗв/год. Вместе с тем, суммарная эффективная доза потенциального облучения населения (расчет референтного дозового уровня Б) при аварийных ситуациях может превышать допустимое значение - 1,0 мЗв/год. В этих условиях

16

возможно ограниченное снятие РАО в хранилище с административного контроля с введением дополнительных ограничений. Перечень таких ограничений должен быть установлен Минздравом Украины в новой редакции СПОРО. При согласовании этого вопроса с надзорными органами Украины и с учетом неперспективности территории зоны отчуждения для постоянного проживания может быть принято положительное решение об окончательном закрытии (консервации) хранилища ПЗРО "Буряковка" при его существующих конструктивных характеристиках.

На сьогодні ПЗРВ "Буряківка" є єдиним сховищем у зоні відчуження, яке вже приймає радіоактивні відходи на захоронення. При досягнутих темпах ліквідації несанкціонованих накопичень РАВ і темпах дезактиваційних робіт ресурс сховища практично вичерпаний. Тому, поряд з роботами з реконструкції ПЗРВ, з метою збільшення його ємності постає питання про його закриття (консервацію).

A.I. Ledenev, O.K. Avdeev, I.B. Myshunyna, N.V. Soroka. QUESTIONS OF FORTHCOMING PRESERVATION OF THE "BURYAKOVKA" DEPOSITORY

For today PPRW "Buryakovka" is an unique depository in the area of alienation of CNPP, which adopts radio-active wastes on the burial place. At the attained rates of liquidation of the unauthorized accumulations RAW and rates of decontamination works the resource of depository is practically exhausted. Therefore, except for works on the PPRW reconstruction with the purpose of increase of his capacity, in an order-paper a question about his closing gets up (preservations).

12

К.Г.Н. Яковлев В. М., к.т.н. Авдеев О. К., Мишунина И.Б., Сорока Н.В. ОБОСНОВАНИЕ НЕОБХОДИМОСТИ ПЕРЕЗАХОРОНЕНИЯ ПЗРО "III ОЧЕРЕДЬ ЧАЭС"

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

Анализ современного состояния хранилища показывает, что оно аварийное, создает угрозу загрязнения грунтовых вод и требует принятия неотложных мер по приведению его в безопасное состояние. Рассмотрены направления технических решений по приведению хранилища в экологически безопасное состояние. Решение по концепции закрытия ПЗРО "III очередь ЧАЭС": РАО должны быть в обязательном порядке перезахоронены.

Площадка хранилища расположена на запад от градирен недостроенной третьей очереди ЧАЭС. С юго-западной стороны площадка ограничена обводным каналом ЧАЭС, с запада - недостроенными пятым и шестым блоками с их инженерными сооружениями. На юго-востоке от хранилища на расстоянии 300 м находится пруд-охладитель ЧАЭС.

Хранилище конструктивно выполнено из железобетонного короба и двух боковых траншей. Железобетонный короб (длиной до 145 м, шириной около 45 м, глубиной 5 м), вдоль разделен железобетонными стенами на семь отсеков (рис. 1). В отсеках находится около 18000 однокубовых металлических контейнеров с РАО. По короткой стороне короба, по бокам на глубину до 3 м захоронены неупакованные РАО объемом 13800 м³. Контейнеры в хранилище перекрыты слоем песка до уровня стен отсеков, железобетонные плиты перекрытия отсутствуют. Сверху песка уложена уплотненная глина мощностью от 0,2 до 2,0 м. Поверх глиняного экрана уложен слой грунта мощностью до 0,2 м и задернован. Гидрогеологические условия площадки неудовлетворительные: хранилище постоянно подтоплено на 0,5-0,7 м. Движение грунтовых вод не зависит от сезона и направлено на северо-восток - к пруду-охладителю.

Для сбора сточных вод с поверхности хранилища по его периметру выполнена водосточная канава с четырьмя водозаборными колодцами, которая не эксплуатируется из-за ее негерметичности.

Фактически исполнительная строительная и инвентаризационная информация по хранилищу отсутствует.



Рис. 1 - Общий вид хранилища

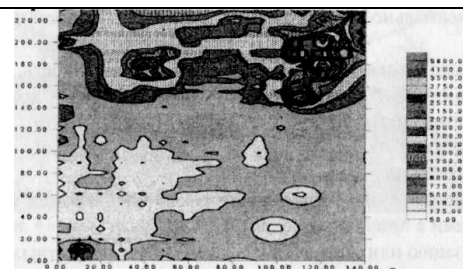


Рис. 2 - План-схема поверхностного загрязнения гамма-излучающими

Рис. 1 – Общий вид хранилища

Контроль за радиационным состоянием на территории хранилища выполняется службами радиационного контроля и мониторинга предприятий ГСП "Комплекс" и ГСНПП "Экоцентр". На территории хранилища контролируются следующие параметры:

- ♦ МЭД гамма-излучения поверхности территории размещения хранилища РАО;
- ♦ содержание радионуклидов в атмосфере;
- ♦ интенсивность выпадения радионуклинов из атмосферы;
- ♦ содержание радионуклинов в грунтовых и сточных водах.

Радиоэкологическое состояние в зоне размещения ГЗРО оценивается по показателям (1999 г.):

- ♦ концентрация радионуклидов в воздухе:

^{90}Sr - $7,4 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³;

^{137}Cs - $2,2 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³;

^{238}Pu - $4,1 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³;

$^{239,240}\text{Pu}$ - $7,8 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³;

- ♦ интенсивность выпадения радионуклидов из атмосферы в районе размещения хранилища (в среднем):

^{90}Sr - 0,7 Бк/м³;

^{137}Cs - 1,1 Бк/м³;

^{238}Pu - 0,003 Бк/м³;

$^{239,240}\text{Pu}$ - 0,007 Бк/м³;

- ♦ концентрация основных радионуклидов в грунтовых водах (в среднем):

^{90}Sr - 20÷190 Бк/м³;

^{137}Cs - 210÷1100 Бк/м³;

- ♦ концентрация радионуклидов в подземных водах наблюдательных скважин, сооруженных около хранилища, превысила $\text{РС}_{\text{В}}^{\text{inges}}$ и равна (по данным 1996 г.):

^{90}Sr - 310 Бк/л;

^{137}Cs - 6290 Бк/л.

Анализ условий эксплуатации ПЗРО показывает, что не выполняются основные положения по обеспечению безопасности, изложенные в нормативных документах, а именно:

- а) не выполнены требования к РАО, захороненным в приповерхностном хранилище:

- ♦ содержание радионуклидов, физическая и химическая форма отходов не совместима с проектом хранилища и характеристиками площадки;

- ♦ не выдержаны критерии приемки отходов:

- предельное содержание радионуклидов;
- требования к физической форме;
- требования к упаковке;
- требования к сопровождающей документации;

- ♦ тип, характеристики и содержание радионуклидов для каждой упаковки неизвестны;

- ♦ контейнеры для захоронения отходов не соответствуют системе обращения с РАО, проектная документация на контейнеры не согласована в государственных надзорных органах Украины, их приемочные испытания не проведены;

- ♦ содержание воды в контейнерах и между ними ведет к разрушению контейнеров за счет внутренней и внешней коррозии;

- ♦ отходы, содержащие альфа-активные радионуклиды, захоронены в общих упаковках с другими РАО;

- ♦ свободный проем между отходами и контейнером и между контейнерами не сокращен до максимально возможного состояния, что привело к проседанию материала перекрытия;

♦ для отходов характерна структурная нестабильность. Изменение структуры отходов приводит к нарушению общей стабильности хранилища, проседанию перекрытия и попаданию воды в хранилище;

б) конструкция и технология обслуживания площадки, на которой размещено хранилище, не обеспечивают:

♦ локализацию радиоактивного материала (не исключен выход радионуклидов с грунтовыми водами в природные объекты);

♦ минимизацию или исключение значительных ремонтных работ;

♦ защиту от любого преднамеренного вмешательства или контакта с отходами в период активного административного контроля.

В целом, в процессе закладки радиоактивных отходов в недостроенное сооружение не были выполнены требования, предъявляемые к хранилищу, как ПЗРО, нормативно-техническими документами СПОРО-85 и НД 306.604.95.

Анализ современного состояния хранилища показывает, что оно находится в аварийном состоянии, создает угрозу загрязнения грунтовых вод и требует неотложных мероприятий по приведению его в безопасное состояние. Основным направлением работ при этом должно быть предупреждение распространения радионуклидов в природные объекты.

Технические решения могут иметь два направления:

Первое направление - приведение хранилища в безопасное состояние на месте его расположения.

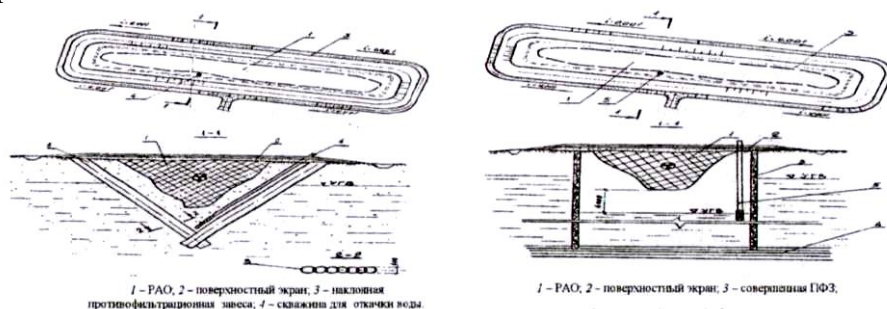


Рис. 3 - Варианты сооружения противофильтрационных завес (ПФЗ) на месте размещения хранилища РАО

Реализация технических решений

этого направления связана с:

♦ реконструкцией и образованием верхнего гидроизоляционного экрана;

♦ созданием под хранилищем надежного нижнего противофильтрационного экрана;

♦ спуском пруда-охладителя;

♦ постоянным вынужденным поддержанием уровня подземных вод ниже дна хранилища;

♦ долгосрочными работами по поддержанию нынешнего направления русла реки Припять (предупреждение размыва ПЗРО меандрирующим руслом) и др.

Реализация комплекса названных мер не может быть осуществлена в ближайшее время, что может привести к частичной миграции радионуклидов из хранилища.

Второе направление - перезахоронение (резвакуация) РАО в ПЗРО "Буряковка" или в хранилища комплекса производств "Вектор" УЦПЗ.



Рис. 4 - Схема размещения ПЗРО "III очередь ЧАЭС" вдоль затона р. Припять

Реализация второго направления может быть осуществлена в

ближайшее время и имеет ряд преимуществ, которые могут обеспечить выполнение требований к захоронению РАО, предъявляемые СПОРО-85 и НД 306.604.95 [1].

Основными мероприятиями радиационной защиты персонала при работах по перезахоронению РАО являются:

- ♦ защита временем (снижение времени пребывания персонала в радиационно-опасных зонах);
- ♦ пылеподавление на площадке и подъездных путях;
- ♦ защита экранами (оборудование рабочих мест защитными экранами);
- ♦ применение средств индивидуальной защиты (спецодежда, спецобувь, средства защиты органов дыхания, дополнительные защитные приспособления);
- ♦ дезактивация и санитарная обработка персонала (организация санитарных пропускников и шлюзов и т.п.), выполнение требований инструкций и правил по предупреждению загрязнения радиоактивными веществами спецодежды, рук и тела, утвержденных администрацией и службой радиационной безопасности (РБ);
- ♦ дезактивация поверхности оборудования, транспорта и средств индивидуальной защиты (применение поверхностно-активных и комплексообразующих соединений, минеральных кислот и окислителей для снижения уровней загрязнения до значений, не превышающих допустимых величин, обработка в спецпрачечной спецодежды, пленочных средств защиты, спецобуви и т.п.);
- ♦ радиационный и медицинский контроль (обеспечение радиационного контроля и индивидуального дозиметрического контроля на всех стадиях перезахоронения РАО).

Учитывая сложность проведения работ, а также отсутствие апробированных технологий по перезахоронению РАО, целесообразно предусмотреть максимум мероприятий, позволяющих эффективно и систематически проводить радиационный контроль и оперативно получать информацию о радиационной обстановке на объекте. Основными контролируруемыми радиационными параметрами должны быть:

- ♦ мощность дозы гамма-излучения и плотность потока бета-частиц;
- ♦ радиоактивное загрязнение воздуха;
- ♦ содержание радионуклидов в воде;
- ♦ активность захороненных РАО;
- ♦ загрязнения грунтов, растительности и воды.

Только полный объем радиационного контроля при проведении работ по перезахоронению РАО из ПЗРО, а также использование современной дозиметрической и радиометрической аппаратуры позволит обеспечить радиационно-безопасные условия труда персонала и не допустить негативного влияния на объекты окружающей природной среды.

Прогноз *потенциальных доз облучения и рисков при различных критических событиях после перезахоронения РАО*. Структура формирования решений о виде

21

захоронения РАО предусматривает их принятие в соответствии с величиной годовой эффективной дозы потенциального облучения критической группы населения (категории В) после предполагаемого снятия хранилища с государственного регулирующего контроля. Согласно требованиям НРБУ-97/Д-2000, проведены расчеты эффективной дозы потенциального облучения для ряда референтных сценариев, результаты которых представлены в *таблице*.

Таблица - Результаты расчета эффективности дозы потенциального облучения

Сценарии	Вид дозы	Величина дозы, мЗв/год
Сценарий 1. Использование питьевой воды из источников, размещенных на территории хранилищ "Буряковка"/ "Вектор"	E^{ingest}	0,19/0,0014
Сценарий 2. Радиоактивное загрязнение продуктов питания, выращенных на месте захоронения	E^{ingest}	0,472
Сценарий 3. Целостность хранилища нарушена в результате рекультивации и других земляных работ, облучение населения происходит за счет ингаляции аэрозолей	E^{inhal}	0,16 - 0,93
Сценарий 4. Формирование дозы облучения населения за счет внешнего гамма-облучения	$E_{эффект}$	0,11
Сценарий 5. Внутреннее облучение населения за счет непосредственного перорального поступления радиоактивных частиц	E^{ingest}	0,23

Максимальная величина риска на момент снятия хранилища с контроля составит:
 $1,38 \times 10^{-4}$ случаев/год.

Расчет текущего облучения населения от аэрозольных выпадений радионуклидов из атмосферы на 2300 год:

$$E^{inhal} = 0,01 \text{ мЗв/год.}$$

Суммарная эффективная годовая доза потенциального облучения $E_{эффект}$ составляет при захоронении (мЗв/год):

на ПЗРО "Буряковка" - 1,89;

на комплексе производств "Вектор/ЦПЗ" - 1,70.

По результатам радиационного обследования и анализа имеющейся документации установлено, что ПЗРО "III очередь ЧАЭС" не может рассматриваться в качестве нормально функционирующего хранилища, так как РАО захоронены с нарушением СПОРО-85 и НД 306.604.95 [1], а именно:

- ♦ хранилище не имеет гидроизоляционного экрана по всей площади;
- ♦ конструкция хранилища не исключает поступления в него атмосферных осадков и не предупреждает миграцию радионуклидов в природную среду;
- ♦ размещение РАО в хранилище выполнялось без предварительного изучения гидрогеологических и геологических условий площадки, без наличия проекта на хранилище, согласованного с регулирующими органами;

22

- ♦ отходы, размещенные в хранилище, подтоплены грунтовыми водами;
- ♦ в хранилище захоронены РАО, содержащие долгосуществующие радионуклиды в количествах, которые превышают допустимые значения для приповерхностных хранилищ;
- ♦ не исключается в дальнейшем аварийная ситуация, связанная с природной сменой русла р. Припять, что может привести к размыву ПЗРО.

Рассмотрены два направления технических решений по приведению хранилища в экологически безопасное положение:

- ♦ локализация РАО на месте размещения хранилища:
 - при условии спуска пруда-охладителя;
 - с выполнением инженерных гидротехнических сооружений (противофильтрационных завес);
- ♦ перезахоронение (резвакуация) РАО из хранилища "III очередь ЧАЭС" в ПЗРО "Буряковка" или комплекс производств "Вектор"/ЦПЗ.

Оценка уровня проработки и надежности экранов при использовании на практике схем с противофильтрационными завесами показывает, что они применимы только для временной локализации РАО, а не для образования постоянного хранилища и его надежной консервации.

Рекомендуется вариант закрытия хранилища "III очередь ЧАЭС" - перезахоронении РАО в ПЗРО "Буряковка" или комплекс производств "Вектор"/ЦПЗ.

Результаты прогнозных оценок ожидаемых доз внешнего облучения свидетельствуют о том, что при соблюдении норм и требований РБ при проведении работ по перезахоронению РАО превышение нормативных уровней облучения для персонала категории А не предвидится.

По оценочным расчетам диффузионно-конвективного переноса радионуклидов на момент освобождения хранилища РАО от регулирующего контроля инфильтрационное поступление ^{90}Sr в грунтовые воды под хранилищами комплекса "Вектор" и ПЗРО "Буряковка", куда планируется перезахоронение РАО хранилища "III очередь ЧАЭС", составит 0,05 Бк/л и 6,5 Бк/л соответственно, радионуклиды ^{137}Cs и ^{239}Pu не достигнут УГВ, а их распространение ограничится границами защитных экранов.

На момент освобождения хранилищ РАО от регулирующего контроля, даже при нарушении целостности хранилища, не ожидается превышение содержания радионуклидов в грунтовых водах выше питьевых норм.

Расчеты влияния нормально функционирующего хранилища на население и окружающую среду дали следующие результаты:

- ♦ уровень годовой эффективной дозы текущего облучения критической группы населения к окончанию 300-летнего периода составит 0,01 мЗв/год;

- ♦ содержание радионуклидов в грунтовых водах на протяжении 300-летнего периода не превысит требования по их содержанию в питьевой воде.

Расчет доз потенциального облучения при реализации критических событий согласно регламентируемым сценариям показал, что суммарная эффективная доза критической группы населения превысит величину 1 мЗв/год и может достичь в среднем 2,32 мЗв/год, а с вероятностью 0,05 - величины 7,3 мЗв/год.

В соответствии с результатами расчетов дозы текущего (от нормально функционирующего хранилища) и потенциального облучения населения (после 300-летнего периода), а также согласно требованиям НРБУ-97/Д-2000 решение по концепции закрытия ПЗРО "III очередь ЧАЭС" может быть следующим:

- ♦ РАО должны быть в обязательном порядке перезахоронены;

- ♦ РАО могут быть перезахоронены в хранилище поверхностного или приповерхностного типа в соответствии с проектом, согласованным с органами государственного регулирования;

- ♦ после перезахоронения РАО в хранилище типа ПЗРО "Буряковка" или "Вектор" и 300-летнего периода хранения возможно ограниченное освобождение от государственного регулирующего контроля.

23

Литература

1. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 г. Ч. 1. Публикация 60 МКРЗ: Пер. с англ. - М.: Энергоиздат. - 1994. - С. 192.

В.М. Яковлев, О.К. Авдеев, І.Б. Мішуніна, Н.В. Сорока. ОБҐРУНТУВАННЯ НЕОБХІДНОСТІ ПЕРЕЗАХОРОНЕННЯ ПЗРВ "III ЧЕРГА ЧАЕС".

Аналіз сучасного стану сховища показує, що воно аварійне, створює загрозу забруднення ґрунтових вод і потребує вжиття невідкладних заходів щодо приведення його в безпечний стан. Розглянуто напрями технічних рішень щодо приведення сховища в екологічно безпечний стан. Рішення за концепцією закриття ПЗРВ "III черга ЧАЕС": РАВ повинні бути перезахоронені.

V.M. Yakovlev, O.K. Avdeev, I.E. Myshunyna, N.V. Soroka. THE GROUND OF NECESSITY OF PEREZAKHORONENYYA IS THE PPRW "III TURN OF CNPP"

The analysis of the modern state of depository shows that it is in the emergency state, creates the threat of contamination of the ground waters and requires urgent measures on adduction of him in the safe state. Directions of technical decisions en adduction of depository in ecologically safe position are considered. The decision on conception of dosing is the PPRW "I? I turn of CNPP": RAW must be without fail perezakhoroneny.

Мишунина И.Б., к.т.н. Кретинин А.А., Сорока Н.В.
**ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ПРИПОВЕРХНОСТНОГО ЗАХОРОНЕНИЯ РАО В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ
ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ**

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

Хранилище РАО и окружающая среда при оценке безопасности захоронения рассматриваются как единая система. Общей целью анализа безопасности является количественное прогнозирование характеристики этой системы. Безопасность захоронения РАО должна обеспечиваться путем последовательной реализации концепции глубоко эшелонированной защиты, основанной на применении: системы физических (инженерных и естественных) барьеров на пути распространения радионуклидов в окружающую природную среду, а также технических и организационных мер по защите барьеров и сохранению их эффективности.. Дана оценка воздействия на персонал и окружающую природную среду с момента консервации до момента освобождения РАО от государственного регулирующего контроля.

Экологическая безопасность изоляции РАО в приповерхностных сооружениях должна обеспечивать нераспространение радионуклидов за пределы собственно могильника и зоны санитарного отчуждения в концентрациях выше медицинских нормативов.

Это обеспечивается путем последовательной реализации концепции глубоко эшелонированной защиты, основанной на использовании ряда физических (инженерных и естественных) барьеров на пути распространения радионуклидов в окружающую среду и системы технических и организационных мер по защите барьеров и сохранению их эффективности.

Инженерные барьеры должны изолировать РАО от вмещающих горных пород и других объектов окружающей природной среды, препятствовать непреднамеренному вторжению человека в зону захоронения, пассивно предупреждать о месте хранения отходов.

В системе технических и организационных мер приоритетной является стратегия предотвращения неблагоприятных событий (табл. 1).

Таблица 1 - Система технических и организационных мер по защите барьеров и сохранению их эффективности

Наименование группы	Перечень защитных мероприятий
Предотвращение нарушений нормальной эксплуатации	Оценка и выбор площадки, пригодной для размещения хранилища. Оценка и выбор вмещающих хранилище пород. Установление санитарно-защитной зоны и зоны наблюдения вокруг хранилища, на которой осуществляется планирование защитных мероприятий. Разработка проекта хранилища на основе консервативного подхода. Обеспечение требуемого качества элементов хранилища и выполняемых работ. Эксплуатация хранилища в соответствии с нормативными документами, технологическими регламентами и инструкциями по эксплуатации. Поддержание в исправном состоянии систем и элементов путей своевременного диагностирования дефектов, проведения профилактических мер и замены выработавшего ресурс оборудования, организация эффективно действующей системы документирования результатов работ и контроля. Подбор и обеспечение необходимого уровня квалификации персонала хранилища для действий при нормальной эксплуатации и нарушениях нормальной эксплуатации, включая предаварийные ситуации и аварии, формирование культуры безопасности
Предотвращение проектных аварий	Выявление отклонений от нормальной работы и их устранение; управление при эксплуатации с отклонениями
Противоаварийное планирование	Подготовка и осуществление, при необходимости, планов аварийных мероприятий на площадке и за ее пределами

Хранилище РАО и окружающая среда при оценке безопасности захоронения рассматриваются как единая система, которая может быть описана как комбинация следующих компонентов (рис. 1).

Общей целью анализа безопасности является количественное прогнозирование характеристики хранилища как целостной системы, т. е. оценка радиологического воздействия. Анализ состоит из последовательных этапов (рис. 2):

1) идентификации явлений (анализа сценариев), которые бы могли привести к высвобождению радионуклидов из хранилища;

2) оценки вероятности появления этих явлений и количественное описание их

эффектов в системе хранилища;

3) вычисление радиологических последствий выхода радионуклидов.

Результатом анализа сценариев должны быть вероятности появления сценариев, количественное определение выхода и параметров переноса радионуклидов.

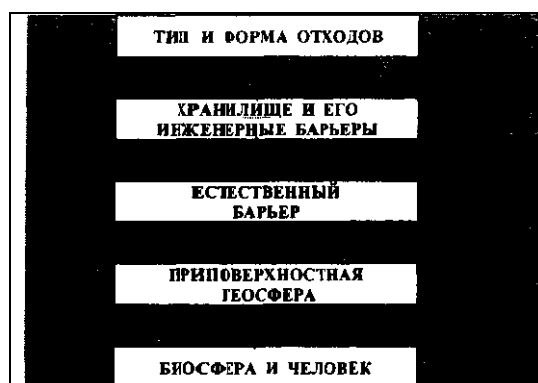
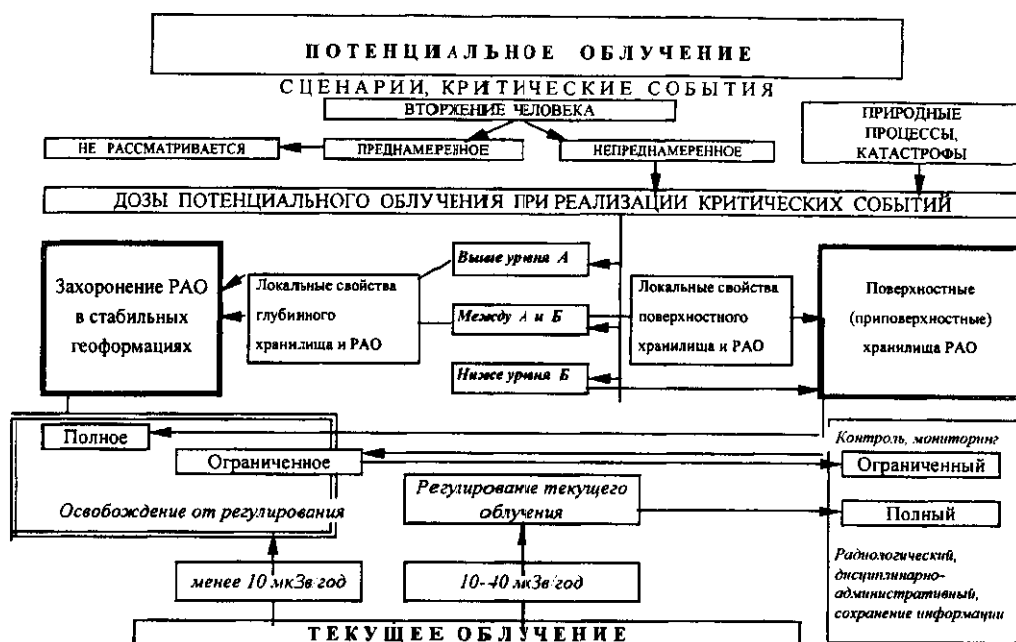


Рис. 1 - Схема удержания радионуклидов системой барьеров

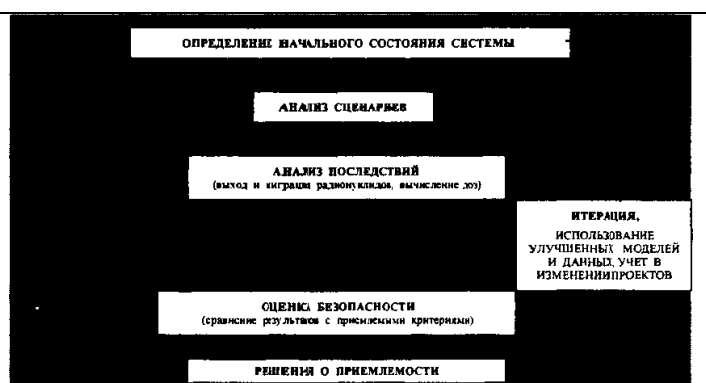


Рис. 2 - Процесс оценок безопасности хранилища

Процесс анализа последствий выхода радионуклидов из хранилища РАО состоит из прогнозов:

♦ скорости выхода радионуклидов из хранилища, сопровождаемой оценками концентраций их во времени в разных барьерах;

♦ скорости переноса вышедших радионуклидов между различными блоками биосферы и человеком;

♦ влияния радионуклидов на человека, в результате которого вычисляются дозы для индивидуума и популяций для каждого сценария, идентифицированного во время их анализа. Оцениваются также коллективные ожидаемые дозы для оценки общего воздействия хранилища.

Общая схема формирования решения о видах захоронения, согласно НРБУ-97/Д- 2000 [1], приведена на рис. 3.

Рис. 3 - Схема формирования решений о видах захоронений

Сценарии (ситуации) воздействия на хранилища РАО можно разделить на (табл. 2):

- ♦ предвидимые (проектные);
- ♦ аварийные (чрезвычайные).

Таблица 2 - Предвидимые и аварийные ситуации, которые могут возникнуть после консервации хранилища РАО

Естественные (природные) процессы и события	Процессы, происходящие в отходах и хранилище	Процессы и события, обусловленные человеческой деятельностью	
		Ошибки проектирования и эксплуатации	Будущее вмешательство
Сейсмическое воздействие. Взаимодействие с жидкой средой: эрозия; затопление; изменение уровня грунтовых вод; адвенция (миграция радионуклидов с потоком подземных вод); инфильтрация воды в хранилище. Климатические изменения: похолодание; потепление; увлажнение; засуха. Биологическое вмешательство: животные; растения	Газообразование. Физическое и химическое взаимодействие отходов с материалами защитных экранов и вмещающими породами. Механическое воздействие со стороны вмещающих пород на физические инженерные барьеры хранилища. Уплотнение отходов	Площадка хранилища не отвечает нормативным требованиям и характеристикам площадок для хранилищ РАО. Радиационный состав, физическая и химическая формы отходов не соответствуют требованиям проекта хранилища. Захоронение взрыво-, химически- и пожароопасных материалов. Ошибки размещения отходов, приводящие к нарушению требований ядерной и радиационной безопасности. Нарушение системы дренажа. Нарушение защитных экранов.	Геологические изыскания и использование полезных ископаемых. Промышленная и сельскохозяйственная деятельность. Использование подземных вод в хозяйственных целях. Строительство специальных подземных сооружений. Повторное использование захороненных материалов. Археологические раскопки. Проживание

27

Рассмотрение предвидимых ситуаций осуществляется на основе ряда моделей (природной среды, технологических воздействий, эколого-экологических и т. п.). Результаты такого моделирования в итоге должны дать количественную характеристику воздействия системы на среду (размеры зон деформаций при сооружении хранилища, распределение радионуклидов и их концентрации и т. п.).

Вторую группу составляют ситуации, которые выходят за рамки предвидимых процессов. Оценка аварийных ситуаций и их последствий включает в себя:

- ♦ составление и анализ вероятности возникновения;
- ♦ выявление характера последствий.

При рассмотрении аварийных ситуаций принимаются во внимание характер событий, процессы и явления их реализации, вероятность возникновения, характер последствий и меры по предупреждению или локализации их последствий.

Безопасность захоронения РАО должна обеспечиваться путем последовательной реализации концепции глубоко эшелонированной защиты, основанной на применении: системы физических (инженерных и естественных) барьеров на пути распространения радионуклидов в окружающую природную среду, а также технических и организационных мер по защите барьеров и сохранению их эффективности.

Безопасность технологических процессов. Весь цикл технологических операций, начиная с приемки РАО в ЦПЗ и переработки, и заканчивая размещением отходов в хранилищах на длительное хранение или захоронение, осуществляется под контролем службы РБ.

В период эксплуатации хранилища существует опасность радиационного воздействия:

- ♦ внешнее ионизирующее облучение персонала;
- ♦ внутреннее облучение персонала;
- ♦ выброс радиоактивных веществ в окружающую природную среду при переработке и захоронении отходов;

♦ выброс радиоактивных веществ в окружающую среду после заполнения и консервации хранилищ.

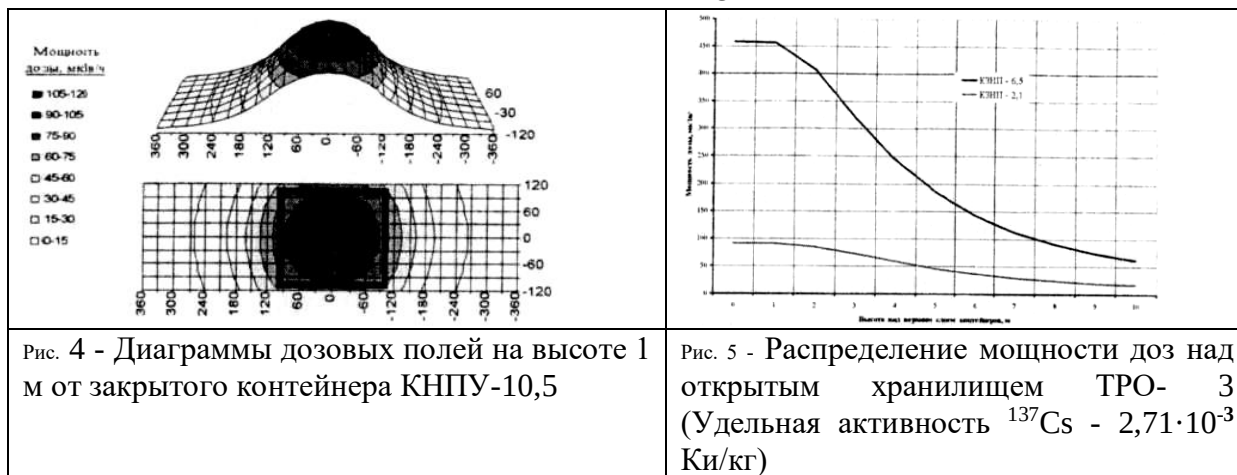
Основными средствами защиты персонала является: защита расстоянием; защита временем; использование коллективных и индивидуальных средств защиты.

Определение доз текущего (планируемого) облучения персонала при выполнении захоронения РАО. Эффективная годовая доза внешнего гамма-облучения рассчитывалась по общепринятой методике. Как пример, на рис. 4 приведены результаты расчетов дозовых полей от закрытых контейнеров КНПУ-10,5, заполненных отходами с удельной активностью ^{137}Cs - $8,13 \cdot 10^{-5}$ Ки/кг (3000 Бк/г). Толстой линией показаны внутренние размеры контейнера в плане, по осям X и Y - расстояние от центра контейнера (в сантиметрах).

Расчеты показали, что мощность дозы на расстоянии 1,0 м от контейнеров может достигать 120 мкЗв/ч - от КНПУ-10,5 (РАО I группы), 350 мкЗв/ч - от КЗНП-6,5 (РАО II группы), 70 мкЗв/ч - от КЗНП-2,1 (РАО II^а группы). Это превышает допустимые нормативные значения для целосменной работы персонала. Рекомендованная защита - исключение пребывания персонала в опасной зоне вблизи от контейнеров с РАО и создание систем дистанционного управления операциями.

Диаграмма дозовых полей над секцией хранилища твердых радиоактивных отходов ТРО-3 (РАО II^а группы) показывает (рис. 5), что на высоте 1 м от поверхности удовлетворительное для нормированного облучения место расположено не ближе 5 м от открытого проема секции, а максимальная доза на линии крановщика (высота ≈ 8 м) составляет около 75 мкЗв/ч при открытом проеме и около 3 мкЗв/ч - при закрытой секции (последнее соответствует нормативным требованиям). Для выполнения требований НРБУ-97 (мощность дозы 11,2 мкЗв/ч на рабочем месте) при закладке РАО (открытый проем секции) кабину крановщика необходимо дополнительно оборудовать защитным экраном из свинца толщиной 2,2 см или стали толщиной 6,5 см. Такая же защита необходима крановщику при заполнении хранилища ТРО-3 контейнерами КЗНП-6,5. Альтернативой этому является система дистанционного управления подъемными кранами.

28



Все три типа хранилищ становятся безопасными после их обваловки и перекрытия слоем песка толщиной не менее 0,7 м, что приведет к ослаблению мощности дозы гамма-излучения примерно в 100 раз.

Расчет дозы внутреннего облучения. Основным источником формирования дозы будет внутреннее облучение за счет ингаляционного поступления радионуклидов в организм. При расчетах принималось, что ингаляционное поступление радионуклидов в организм человека имеет место только при работах с открытыми РАО.

Для ЦПЗ характеристики открытых РАО следующие:

♦ средняя удельная активность радионуклидов $A_{уд}$: ^{137}Cs - 10027 Бк/г и ^{90}Sr - 8440 Бк/г;

♦ средняя плотность поверхностного загрязнения, участвующего в пылеобразовании, A_s : ^{137}Cs - $4,81 \cdot 10^7$ Бк/м² и ^{90}Sr - $4,05 \cdot 10^7$ Бк/м² (с учетом того, что в пылеобразование вовлекается верхний слой сыпучих РАО толщиной в среднем около 0,3 см).

Оценка аварийных ситуаций в период эксплуатации хранилищ ЦПЗ. Оценка влияния деятельности хранилищ ЦПЗ на объекты окружающей среды при чрезвычайных ситуациях проводится для двух периодов:

- ♦ период эксплуатации хранилища;
- ♦ консервация и постэксплуатационное обслуживание хранилища.

Оценка аварийных ситуаций и их последствий включает в себя:

- ♦ анализ вероятности возникновения;
- ♦ выявление характера последствий.

Отказы транспортно-технологической системы. В этом разделе рассмотрены отказы транспортно-технологической системы на этапах транспортировки, подготовки контейнеров к захоронению и заполнения хранилищ. Анализ проведен с учетом требований СПОРО-85 и НРБУ-97. Основой анализа служит рассмотрение возможных исходных событий, влекущих за собой нарушение нормального хода технологического процесса и возникновение аварийных ситуаций.

Оценка воздействия атмосферных выбросов. При расчетах выбросов вредных веществ в атмосферу отдельного участка выбран участок сжигания, выброс которого включает радиоактивные аэрозоли, наиболее вредные химические ингредиенты, а также потенциально может включать горячие частицы. Из проведенных расчетов следует, что максимальные разовые концентрации радионуклидов в выбросах установки сжигания ЦПЗ даже в аварийных ситуациях (в случае полного выхода со строя системы газоочистки) на несколько порядков ниже предельно допустимых концентраций, предусмотренных НРБУ-97 (PC^{inhal}).

При движении транспорта ЦПЗ по загрязненной почве рассматривались одновременно два процесса - выброс пыли и ее осаждение с определенной скоростью, зависящей от размера, удельного веса частиц пыли и пр. Анализировались также последствия экстремальной аварийной ситуации (падение самолета).

Мониторинг окружающей среды. Основные положения создания системы мониторинга основываются на принятых в ЦПЗ технологиях обращения с РАО.

29

Мониторинг должен обеспечить: устойчивость функционирования хранилища при неблагоприятных природных и техногенных условиях, повышение радиационной безопасности и снижение дозовых нагрузок на обслуживающий персонал и население.

Оценка допустимости (недопустимости) захоронения РАО в хранилищах ЦПЗ. Принятие решения по допустимости захоронения рассматриваемых РАО в хранилищах основано на результатах расчета доз потенциального облучения населения по истечении 300-летнего периода хранения при реализации критических событий, развивающихся по сценариям.

♦ *Сценарий 1.* Использование питьевой воды из источника, расположенного на территории бывшего хранилища: потенциальная эффективная доза 23,27 мЗв/год.

♦ *Сценарий 2.* Радиоактивное загрязнение почвы, используемой для выращивания продуктов растениеводства: потенциальная эффективная доза 2,055 мЗв/год.

♦ *Сценарий 3.* Целостность хранилища нарушена вследствие рекультивации, экскаваторных или других земляных работ, облучение населения происходит за счет вдыхания радиоактивных аэрозолей, образующихся при ветровом или механическом подъеме остатков РАО: потенциальная эффективная доза 1,509 мЗв/год (3а), 0,861 мЗв/год (3б), 1,290 мЗв/год (3в).

♦ *Сценарий 4.* Формирование дозы облучения населения происходит за счет внешнего гамма-облучения, которое может иметь место как в случае сохранения целостности хранилища, так и при его разрушении: потенциальная эффективная доза 1,228 мЗв/год.

♦ *Сценарий 5.* Внутреннее облучение населения происходит в результате случайного заглатывания частиц радиоактивных материалов (пероральное поступление): потенциальная эффективная доза 2,57(1 мЗв/год.

Анализ результатов расчета доз облучения по истечении 300-летнего периода. Расчет доз потенциального облучения при реализации критических событий, развивающихся по приведении к выше сценариям, показал, что обобщенная эффективная доза критической группы населения составила 32,783 мЗв/год и пребывает в интервале значений между референтными дозовыми уровнями А и Б, т.е. по истечении 300-летнего периода РАО в хранилищах ЦПЗ может быть представлено ограниченное освобождение со специальными требованиями, специфическими для зоны отчуждения ЧАЭС.

Состав работ по консервации хранилища. В процессе проектирования хранилищ ЦПЗ планируется их консервация, проводится оценка безопасности захоронения РАО в течение постэксплуатационного периода (табл. 3) и приводятся в качестве результирующих:

- ♦ регламент и технические требования к консервации;
- ♦ долговременный прогноз развития процессов;
- ♦ обоснование объемов и сроков последующего мониторинга;
- ♦ программа (план) ликвидации чрезвычайных (запроектных) аварий.

Консервация хранилища предусматривает выполнение требований безопасности захоронения после завершения эксплуатации (заполнения) хранилища и включает проведение работ по:

- ♦ дополнительной изоляции РАО;
- ♦ дезактивации, демонтажу, переоборудованию или консервации зданий и сооружений хранилища, применявшихся машин и механизмов;
- ♦ реализации мероприятий по предотвращению доступа к отходам (установка ограждения, запрещающих знаков и т. п.);
- ♦ благоустройству территории;
- ♦ последующему мониторингу.

При составлении проекта консервации хранилища РАО проводится анализ техногенного воздействия и нарушений природной среды при строительстве и эксплуатации объекта и рассматривается возможность устранения их негативных результатов, в основном, при закрытии/консервации хранилища. Пример такого анализа [2] приведен в табл. 4.

30

Таблица 3 - Оценка безопасности захоронения РАО на этапе консервации

Этап жизненного цикла хранилища	Исходные данные для оценки безопасности	Состав работ	Результат
Консервация	Результаты геологоразведочных и научно-исследовательских работ, данные оперативного контроля и эксплуатации хранилища. Проект сооружения хранилища (раздел/глава "Консервация хранилища")	Анализ безопасности при консервации хранилища.	Регламент и технические требования к консервации; долговременный прогноз развития процессов; обоснование объемов и сроков последующего контроля.

Основные положения системы мониторинга основываются на принятых технологиях обращения с РАО. Мониторинг должен обеспечить:

- ♦ устойчивость функционирования хранилища при неблагоприятных природных и техногенных условиях;
- ♦ повышение радиационной безопасности и снижение дозовых нагрузок на обслуживающий персонал и население.

Для этого необходимо разработать программу и организовать:

- ♦ наблюдения за неконтролируемым выходом радионуклидов в окружающую среду из хранилищ (радиационный мониторинг);
- ♦ изучение воздействия объектов захоронения на окружающую среду в пределах промплощадки и СЗЗ (радиоэкологический мониторинг);

Таблица 4 - Состав работ по устранению негативных результатов техногенного воздействия и нарушения среды при строительстве и эксплуатации хранилищ РАО

Объект воздействия	Негативный результат	Возможность устранения негативного воздействия	
		частичная (в процессах проектирования, строительства и эксплуатации хранилища)	полная (в процессе закрытия/консервации хранилища)
СТРОИТЕЛЬСТВО И ЭКСПЛУАТАЦИЯ			
Почва	Изъятие сельскохозяйственных и отторжение природных площадок и угодий. Удаление биологически активной массы растительного слоя на местности	Использование снятого растительного слоя и грунта при консервации и на облагораживание других площадей	Восстановление растительного слоя.
Природные водные источники	Изменение рельефа. Изменение режима природных источников и водостоков, возможность подтопления и заболачивания территории. Изменение путей движения водостоков	Устройство инженерных водопускных сооружений, минимально изменяющих режим водных источников	Восстановление естественных путей движения или состояния водных источников
Грунтовые и подземные воды	Загрязнение грунтовых вод производственными загрязняющими веществами при строительных работах на площадке	Выбор инженерно-геологических условий площадки (наличие водоупоров). Выполнение буровых работ, строительство траншей и котлованов по проектам с наличием искусственных или инженерных барьеров. Очистка технологических (сточных) вод и их вторичное использование	Обезвреживание поверхности площадки
	Опасность загрязнения подземных вод при бурении скважин и гидрогеологических испытаниях	Установка ограждающих обсадных колонн в пределах зоны приповерхностного водообмена. Применение химически чистых испытательных жидкостей при гидравлических испытаниях	

Поверхность площадки	Накопление производственных отходов	Устройства накопителей производственных отходов во временных бункерах, отстойниках и других сооружениях, обеспечивающих их нераспространение за пределы площадки.	Утилизация и обезвреживание отходов с доведением их до приемлемых медицинских нормативов
	Накопление производственных отходов.	Складирование бытовых отходов, их утилизация, обезвреживание до медицинских приемлемых нормативов или вывоз в установленные пункты сбора	Устройство бытовой и технической канализации в соответствии с проектом. Сбор, утилизация и обезвреживание отходов в соответствии с проектом
	Загрязнение площадки в процессе работы.	Устройство временного защитного покрытия.	Очистка площадки от загрязняющих веществ
		Обваловка площадки	Снятие защитных покрытий. Восстановление почвенного слоя и растительной среды
	Складирование технологического и загрязненного оборудования	Отмыв, дезактивация или захоронение загрязненного оборудования. Сбор, переработка, отверждение и захоронение жидких отходов	
Поверхность площадки	Пыление отходов и складов инертных материалов.	Применение пленочных покрытий, навесов. Использование закрытых транспортных средств. Орошение транспортных путей. Дезактивация транспортных средств, при выезде с площадки.	
Флора	Уничтожение.	Улучшение растительной среды сопредельных территорий на компенсационной основе.	После консервации хранилища восстановление растительной среды.
Фауна	Уничтожение на временно отгораживаемой территории или вытеснение на сопредельные площади.	Создание на сопредельных территориях условий для эквивалентного развития фауны.	После консервации хранилища создание условий для восстановления жизни живых организмов.
ПОСТЭКСПЛУАТАЦИОННЫЙ ПЕРИОД			
В этот период активное воздействие хранилища на окружающую среду практически исключается.			
Поверхность площадки.		Проводится очистка технологического слоя грунта от загрязняющих веществ, при необходимости грунт дезактивируется.	
		Все загрязняющие вещества собираются в твердую форму и вывозятся для захоронения.	
		На площадке остаются объекты для проведения мониторинга.	
		Вся остальная территория покрывается плодородным слоем, восстанавливаются насаждения, травяной покров.	
		В предусмотренных проектом зонах устанавливаются знаки, запрещающие деятельность в недрах, ограничивающие ту или иную хозяйственную деятельность.	

- ♦ прогнозирование изменения геологической, гидрогеологической обстановки в результате строительства и эксплуатации (геоэкологический мониторинг);
- ♦ проведение технологического контроля при заполнении и после заполнения хранилищ (технологический мониторинг);
- ♦ радиозоологический контроль обслуживающего персонала (медицинский мониторинг).

Типовые схемы мониторинга представлены на *рисунках 6 и 7*. Объем контроля за радиационной обстановкой в зоне наблюдения устанавливается в соответствии с ГОСТ 12.1.048-85 "Контроль радиационный при захоронении РАО".

В постэксплуатационный период осуществляется радиационный контроль, который включает в себя определение следующих параметров:

- ◆ мощность дозы гамма-излучения;
- ◆ бета-загрязненность поверхности территории хранилища;
- ◆ радиохимический состав подземных вод, а также предупреждение несанкционированного вмешательства и выноса радионуклидов за пределы зоны наблюдения.

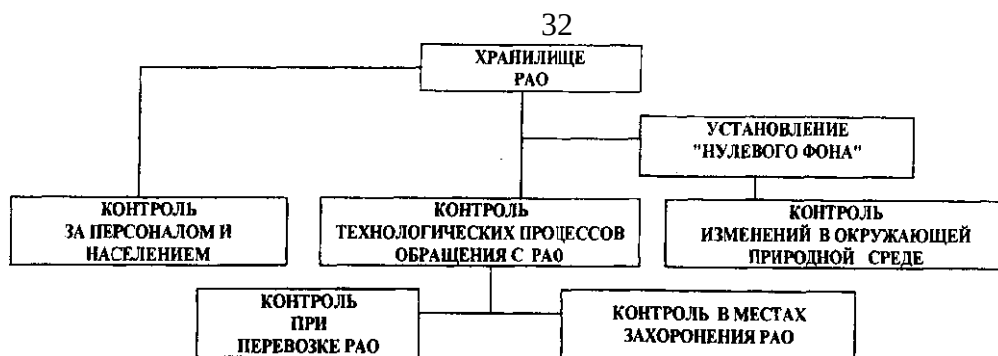


Рис. 6 - Схема радиологического мониторинга



Рис. 7 - Схема геоэкологического мониторинга

В постэксплуатационный период производится административный контроль, к которому относятся периодические проверки функционирования системы отвода атмосферных осадков, наличия ограждений и предупредительных знаков РБ, наличия эрозионных процессов, ограничения землепользования. Контроль осуществляется в течение срока, установленного проектом. В случае аварийной ситуации (или угрозы возникновения ее в результате стихийного бедствия), связанной с возможным выносом радиоактивного загрязнения в окружающую среду, немедленно проводится оперативный контроль. На основании данных контроля определяются мероприятия по ликвидации последствий аварии и предотвращению аналогичных ситуаций в будущем.

Оценка воздействия на персонал и окружающую природную среду в период с момента консервации до момента освобождения РАО от государственного регулирующего контроля. Текущее облучение персонала после консервации хранилищ в период сохранения контроля органами государственного регулирования складывается из внутреннего и внешнего облучения. Предусмотренные мероприятия исключают текущее облучение от газоаэрозольных выбросов и водных сбросов и инфильтрации осадков, поскольку РАО в этот период надежно изолированы в хранилищах, в конструкции которых предусмотрены инженерные барьеры (экраны), препятствующие выносу радионуклидов.

Текущее облучение персонала связано только со спецификой работы в условиях зоны отчуждения ЧАЭС из-за загрязненности земной поверхности радионуклидами в результате Чернобыльской аварии.

33

Литература

1. Нормы радиационной безопасности Украины, дополнение: "Радиационная защита от источников потенциального излучения". - Киев. НРБУ-97/Д-2000.НД 306.604-95. Обращение с радиоактивными отходами. Захоронение радиоактивных отходов в приповерхностных хранилищах. Общие требования радиационной безопасности. Киев, 1995.

2. *Шишиц И.Ю.* Основы инженерных георадиозкологии. Москва, изд. Московского Государственного горного университета, 1998.

І.Б. Мишуніна, О.А. Кретинін, Н.В. Сорока. ОЦІНКА БЕЗПЕКИ ПРИПОВЕРХНЕВОГО ЗАХОРОНЕННЯ РАВ У ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Сховище РАВ і навколишнє середовище при оцінці безпеки захоронення розглядаються як єдина система. Загальною метою аналізу безпеки є кількісне прогнозування характеристики цієї системи. Безпека захоронення РАВ повинна забезпечуватися через послідовну реалізацію концепції глибоко ешелонованого захисту, заснованої на застосуванні: системи фізичних (інженерних і природних) бар'єрів на шляху поширення радіонуклідів у навколишнє природне середовище, а також технічних і організаційних заходів для захисту бар'єрів і збереження їх ефективності. Дана оцінка впливу на персонал і навколишнє природне середовище від початку консервації до моменту звільнення РАВ від державного регулюючого контролю.

I.B. Myshunym, A.A. Kretynyn, N.V. Soroka. ESTIMATION OF SAFETY OF THE PRYPOVERKHNOSTNOGO BURIAL PLACE RAW IN THE CHERNOBYL'SKOY AREA OF ALIENATION

The RA W depository and environment at estimation of safety of burial place is examined as a single system. Quantitative prognostication of description of this system is the general purpose of analysis of safety. Safety of the burial place RAW must be provided by successive realization of conception deeply the echeloned defence based on application: system of physical (engineering and natural) barriers on the way of the RN distribution in surrounding a natural environment, and also technical and organizational measures on defence of barriers and saying of their efficiency.. Estimation of influence is given on a personnel and surrounding a natural environment in a period from the moment of preservation to the moment of the RAW liberation from the state regulative control.

34

К.Т.Н. Крети́нин А. А.

СОЗДАНИЕ ЦЕНТРА ПЕРЕРАБОТКИ, ХРАНЕНИЯ И ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ УКРАИНЫ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

Наличие большого количества источников и объектов накопления РАО ставит Украину перед необходимостью создания единой государственной системы обращения с этими отходами. В качестве первоочередного рассматривается вопрос о переработке и захоронении низко- и среднеактивных отходов, которые составляют основную (85-90%) часть всех РАО страны. После оценки вариантов размещения хранилища на основании анализа имеющихся данных о природных, социальных, транспортных, энергетических условиях и прочих факторов, предложено размещение площадки для ЦПЗ в зоне отчуждения ЧАЭС (площадка "Вектор"). В ЦПЗ предусматривается поступление в первую очередь тех РАО, которые хранятся в настоящее время с нарушениями нормативных требований, а также вновь образующихся отходов в результате деятельности ядерной энергетики, промышленности, научных, медицинских и других учреждений и организаций.

Надежная изоляция радиоактивных отходов (РАО) является актуальной проблемой для Украины, входящей в первую десятку стран мира по производству атомной энергии, имеющей развитую инфраструктуру по добыче и переработке урановых руд, использующей в большом количестве источники ионизирующего излучения (НИИ) и РВ в промышленности, науке, медицине и других отраслях.

Особенностью структуры накопленных в Украине РАО является значительная доля отходов, образовавшихся вследствие Чернобыльской катастрофы.

На основе изучения состояния обращения с РАО на предприятиях-производителях отходов сделаны следующие основные выводы:

1. В настоящее время в Украине параллельно существуют:

♦ децентрализованная схема обращения с РАО на уровне основных производителей отходов (АЭС, уранодобывающая промышленность и др.), которые решают свои проблемы самостоятельно (отдельные хранилища, оборудование, финансирование, нормативы и т.п.);

♦ централизованная схема на более высоком уровне: на протяжении более трех десятков лет в стране функционирует независимая от производителей отходов система сбора и захоронения РАО - межобластные спецкомбинаты УкрГО "Радон".

2. Целесообразно рассмотреть вопрос о централизации переработки РАО всех АЭС и отказе от строительства новых хранилищ РАО на станциях, которые служат только для временного хранения отходов на полный (а при существующей системе переработки и хранения - неполный) срок их эксплуатации. В дальнейшем, при снятии ядерных блоков и АЭС с эксплуатации, эти хранилища должны быть освобождены от РАО и ликвидированы.

3. На сегодняшний день существует ряд проблем, без решения которых невозможно осуществить программы снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС и преобразования объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему. Прежде всего, это отсутствие достоверной информации о параметрах радиоактивного загрязнения. Для большей части могильников РАО в зоне отчуждения ЧАЭС принятие обоснованных решений относительно обращения с отходами требует проведения дополнительных целенаправленных исследований по оценке риска, обусловленного миграцией радионуклидов в подземных водах. Необходимо проанализировать риски вследствие миграции, используя новые

35

экспериментальные и мониторинговые данные, учитывая весь спектр дозообразующих нуклидов (включая трансурановые), опираясь на новые нормативные требования в Украине по радиационной безопасности и используя единую для всех объектов международную апробированную методику радиологических расчетов.

4. Продолжается накопление РАО и отработанных ИИИ на предприятиях-производителях отходов, которое ведет к непредсказуемым последствиям, повышается вероятность аварий, угроза здоровью людей, что компрометирует государственную политику в области атомной энергетики и промышленности. В районах расположения объектов по обращению с РАО и их захоронению существует определенная социальная напряженность.

5. Анализ результатов проведенного обследования ПЗРО спецкомбинатов УкрГО "Радон" показал, что технология захоронения не отвечает современным требованиям, не решены вопросы по технической оснащенности и безопасному хранению РАО, требуется сооружение новых хранилищ и реконструкция Киевского, Донецкого, Днепропетровского межотраслевых специализированных комбинатов (ИСК).

При всех имеющихся в работе этого объединения недостатках, связанных не только с принятой технологией, но и с общим снижением исполнительской дисциплины в стране, сама система обслуживания многотысячного контингента поставщиков РАО (от сельских больниц до НИИ, которые имеют ядерные реакторы) себя оправдала.

Централизацию в области обращения с радиоактивными отходами необходимо поднять на более высокий - государственный уровень, с учетом опыта работы УкрГО Талон".

Наличие большого количества источников и объектов накопления РАО ставит Украину перед необходимостью создания единой государственной системы обращения с этими отходами. В качестве первоочередного рассматривается вопрос переработки и захоронения низко-(НАО) и среднеактивных (САО) отходов, которые составляют основную (85-90%) часть всех РАО страны.

При обосновании схем переработки и захоронения НАО и САО рассматривались варианты децентрализованного (существующего) и централизованного распределения (размещения) производств по переработке и хранению/захоронению РАО (рис. 7).

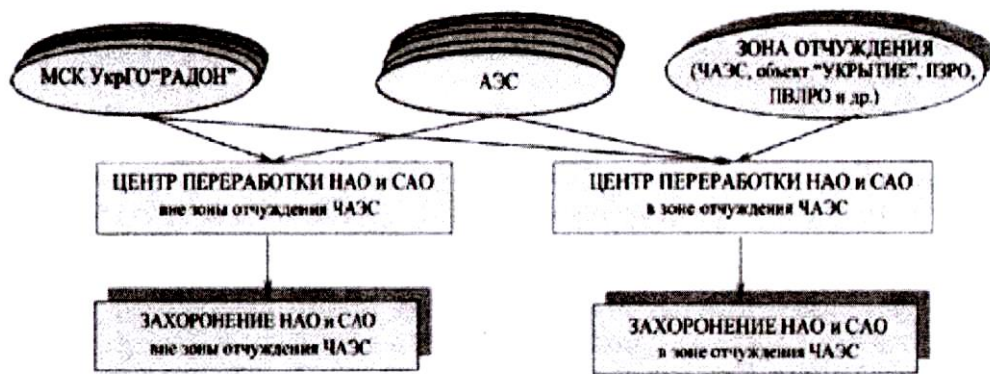


Рис. 1 -

Варианты централизованной схемы обращения с РАО

Переработка, обеспечивающая сокращение объемов отходов и перевод их в форму,

пригодную для безопасного долгосрочного хранения/захоронения, признана обязательным звеном общей схемы локализации РАО. Были рассмотрены технологические аспекты и проведены экономические оценки возможных способов обращения с РАО.

В качестве альтернативы способам переработки рассматривался ряд вариантов захоронения непереработанных твердых радиоактивных отходов (ТРО) в различного вида

36

железобетонных хранилищ (секциях) и контейнерах. Для обоснования выбора технологии и места размещения оборудования при переработке РАО проведены экономические расчеты по различным процессам и их сопоставление с учетом затрат на транспорт, переработку и дальнейшее захоронение отходов.

Для определения мест захоронения НАО и САО с короткоживущими радионуклидами нами рассмотрены варианты, связанные, прежде всего, с горным производством.

Детально рассмотрены предложения о возможности размещения НАО и САО в урановых рудниках Украины. Проведенная экспертная оценка показала, что урановые рудники невозможно использовать в настоящее время и прогнозируемом будущем для размещения хранилищ РАО.

Специальное строительство подземного хранилища только для НАО и САО является мероприятием дорогостоящим (экономически неоправданным) и растянутым во времени, а проблема изоляции этих отходов, составляющих основную часть всех РАО Украины, является первоочередной.

По документам и рекомендациям МАГАТЭ НАО и САО с короткоживущими радионуклидами допускается захоранивать в приповерхностных и поверхностных могильниках, и мировая практика идет по этому пути. В настоящее время имеется отработанная технология такого захоронения (например, во Франции, Англии, Испании, Словакии), которая приемлема и для Украины.

На основании анализа материалов по геологическому строению территории Украины специалистами ИГН НАНУ в качестве наиболее перспективных выделены три типа структур: Украинский щит, Днепровско-Донецкая впадина и Северо-Западный Донбасс. В границах этих структур были предложены к рассмотрению три варианта размещения хранилища: в зоне отчуждения ЧАЭС или вблизи ее границ, в Народицком районе Житомирской области и в Днепропетровской области.

Использован метод бонитирования, применяемый для обоснования размещения объектов ядерной энергетики. Факторы, влияющие на размещение площадок, разделяются на две группы: антропоцентрические (численность и плотность населения, наличие крупных населенных пунктов, размещение относительно государственных границ, политические, экономические, социальные и культурные условия) и экологические, которые в свою очередь разделяются на три подгруппы в порядке значимости: геологические и сейсмические, географические и гидрогеологические, техногенно-геохимические и биологические.

Антропоцентрические факторы в целом благоприятны в северных районах Киевской и Житомирской областей в связи с отселением людей из отчужденных территорий (степень риска при аварийных ситуациях становится минимальной).

После оценки вариантов размещения хранилища на основании анализа имеющихся данных о природных, социальных, транспортных, энергетических условиях и прочих

факторов, предложено размещение площадки для ЦПЗ в зоне отчуждения ЧАЭС (площадка "Вектор").

При детальном экономическом сравнении рассматривались два варианта:

Первый вариант - ориентирован на реконструкцию и модернизацию существующей децентрализованной схемы обращения с РАО:

- ♦ УкрГО "Радон" - создание новых ПЗРО и технологий переработки отходов на всех спецкомбинатах, в т.ч. на новых площадках (Киевский и Донецкий МСК), перезахоронение существующих могильников;

- ♦ АЭС - оснащение цехов обращения с РАО установками и технологиями переработки отходов, строительство новых хранилищ в период эксплуатации энергоблоков, в т.ч. для введения в эксплуатацию новых блоков. Вопрос последующего захоронения отходов при снятии энергоблоков и в целом АЭС с эксплуатации остается открытым;

- ♦ зона отчуждения - создание производства (комплекс "Вектор"¹⁾) по переработке и захоронению отходов чернобыльского происхождения, а также РАО после снятия с эксплуатации блоков ЧАЭС.

37

Второй вариант - централизованная схема:

- ♦ создается единый Центр по переработке и захоронению НАО и САО Украины (ЦПЗ);

- ♦ участки обращения с РАО на АЭС и ПЗРО спецкомбинатов "Радон" перепрофилируются в пункты сбора, первичной переработки и временного хранения отходов;

- ♦ предприятия зоны отчуждения и ЧАЭС после снятия блоков с эксплуатации обеспечивают сбор и транспортировку отходов в ЦПЗ.

Комплексное сравнение вариантов децентрализованной и централизованной схем обращения с РАО выполнено по следующим основным показателям:

- ♦ экономические; технические; экологические; социальные;

- ♦ срок реализации.

Экономические показатели - при осуществлении программы по централизованной схеме будет получена экономия капитальных ассигнований главным образом за счет:

- ♦ снижения капитальных вложений, которые потребовались бы для строительства дополнительных хранилищ РАО на АЭС и закупки импортного оборудования и технологий для каждой станции;

- ♦ комплексного решения проблем сбора, переработки и захоронения РАО чернобыльского происхождения (с учетом снятия с эксплуатации трех блоков ЧАЭС);

- ♦ снижения затрат на реконструкцию, новое строительство и перепрофилирование существующих ПЗРО в системе УкрГО "Радон".

За счет снижения капитальных вложений при централизации производства резко уменьшаются (на 77,7%) удельные затраты на переработку и захоронение 1 м³ РАО (в т.ч. на 62,3% в валютном исчислении),

Технические показатели - предполагается применение передовых технологий по обращению с РАО: сортировка, компактирование, сжигание, прессование, перевод в стойкие компаунды, контейнеризация и длительное хранение в специальных упаковках. Варианты централизованной схемы характеризуются значительным снижением количества необходимого оборудования и специальных систем.

Экологические показатели - предусматриваются системы обращения с РАО, обеспечивающие безопасность работы персонала и минимальный уровень воздействия на окружающую среду при нормальной эксплуатации и аварийных режимах с соблюдением требований действующих нормативных документов. При этом варианты централизованного хранения/захоронения характеризуются улучшением экологической обстановки.

Социальные факторы - необходимо отметить, что централизованный вариант характеризуется положительными социальными аспектами.

Сроки реализации - по этому фактору вариант централизованной схемы является предпочтительным, так как предусматривает сооружение незначительного числа новых объектов и изготовления (приобретения) меньшего количества необходимого оборудования.

Таким образом, по сумме сравниваемых показателей обоснована и рекомендуется к реализации централизованная схема обращения с РАО. Предлагаемые организационные, технические и технологические решения, включающие в себя богатый опыт зарубежных стран (Россия, Англия, Франция, США), современные достижения в области науки и техники, позволяют в короткие сроки решить назревшую в Украине сложную проблему обращения с РАО и получить значительный экономический, экологический и социальный эффекты.

Выбор типа хранилища. Систематизируя имеющийся в Украине и за рубежом опыт, можно подразделить приповерхностные хранилища РАО на две подгруппы:

А - располагающиеся выше естественного уровня рельефа (с учетом подготовки площадки: удаления фунтового слоя, проведения подсыпок и т.п.);

Б - размещенные ниже уровня земной поверхности в границах зоны аэрации. Эскизы и характеристики наиболее распространенных типов этих хранилищ показаны на рис. 2 и в табл. 1.

38

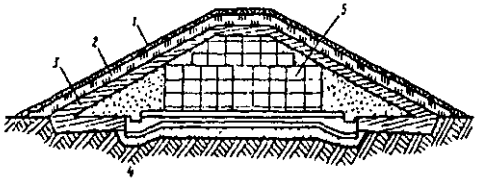
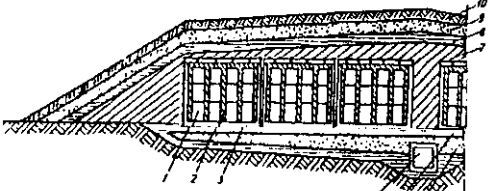
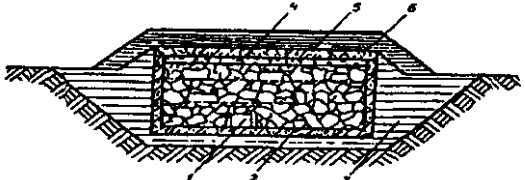
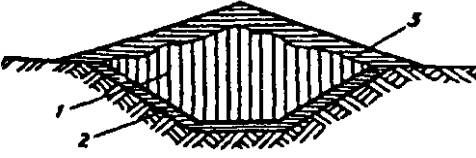
	
а) Хранилище типа А-1: 1 - слой растительного грунта; 2 - слой песчаного грунта; 3 - глиняный экран; 4 - слой сорбента; 5 - железобетонный контейнер с РАО	б) Хранилище типа А-2: 1 - контейнеры с РАО; 2 - сорбирующая насыпка; 3 - секция хранилища; 4 - коллектор; 5 - противофильтрационный экран; 6 - пластовый дренаж; 7 - засыпка из местного грунта; 8 - гидроизоляционный экран; 9 - дренажный слой; 10 - слой растительного грунта
	
в) Хранилище типа Б-1: 1 - РАО в первичной упаковке; 2 - емкость хранилища; 3 - засыпка из глинистого материала; 4 - плиты перекрытия; 5 - битумно-асфальтная гидроизоляция; 6 - обваловка глинистым материалом	г) Хранилище типа Б-2 1 - РАО в первичной упаковке или без упаковки; 2 - противофильтрационный экран; 3 - гидроизоляционная обваловка

Рис. 2 - Схема хранилищ РАО для захоронения низко- и среднеактивных отходов

В табл. 2 дана экспертная оценка рассмотренных типов хранилищ и способов размещения в них РАО, проведенная по пятибалльной системе с учетом факторов, обеспечивающих как безопасность, так и экономичность хранения РАО.

Очевидно, что рейтинг хранилища А-1 наиболее высокий по всем инженерным параметрам, направленным на повышение безопасности хранения РАО. Конкурентоспособный вариант А-2 значительно уступает ему по сравнительным затратам (рис. 3).

Результаты расчетов для ЦПЗ показывают, что хранение (захоронение) РАО в металлических контейнерах (А-1 К) и бочках (А-1 Б) при размещении в железобетонных секциях экономически выгоднее, чем способ их захоронения в железобетонных контейнерах (А-2), располагаемых на бетонных площадках.

Конструктивное оформление хранилищ. Задача создания хранилища РАО решается методами горных технологий, включающих сооружение больших котлованов, использование землеройной техники, укрепление откосов насыпных сооружений, отвода вод и т.п.

Захоронение НАО с короткоживущими радионуклидами в ЦПЗ предлагается в следующих типах хранилищ (табл. 3, рисунки 4 и 5).

Комплекс (контейнер, заполнитель, железобетонные секции) должен иметь достаточную внутреннюю безопасность, механическую прочность и устойчивость сооружений как минимум на период 300 лет.

Гарантированная прочность основания и конструкций модуля (секции) - одно из важнейших условий при захоронении радиоактивных отходов. Для варианта размещения ЦПЗ в зоне отчуждения были выполнены следующие расчеты:

Расчет элементов конструкций секций модуля для захоронения РАО. Расчет толщины стен секций модуля, представляющих собой пространственную конструкцию, сводился к решению плоской задачи (расчет плит). Днище рассчитывалось на изгиб по своей плоскости как плита на упругом основании. Расчет выполнялся по программе "LIRA" НИИАСС Госстроя Украины (табл. 4).

Тип	Краткая характеристика	Достоинства	Недостатки
А-1	Железобетонные секции (ячейки), располагаемые на подготовленном основании на уровне земной поверхности, в которых РАО размещаются упакованные в контейнеры. Многослойный гидроизоляционный экран от атмосферных осадков Контролируемая система перехвата и отвода инфильтрующихся вод.	Высокая степень надежности изоляции РАО от объектов окружающей среды, обеспеченная пятью инженерными барьерами на пути миграции радионуклидов. Повышенная устойчивость к внешним воздействиям. Пониженные требования к механической прочности контейнеров. Эффективная система контроля и перехвата мигрирующих с просачивающимися водами радионуклидов. Возможность относительно простого изъятия контейнеров с РАО.	Относительная сложность конструкции. Сложность сооружения секций. Большая стоимость подготовительных и строительных работ
А-2	Железобетонная плита, располагаемая на подготовленном основании на уровне земной поверхности, на которой РАО размещаются упакованными в контейнеры. Многослойная гидроизоляция от атмосферных осадков. Система отвода инфильтрующихся вод	Достаточно высокая надежность изоляции РАО, обеспечиваемая тремя инженерными барьерами на пути миграции радионуклидов. Простота конструкции. Возможность извлечения контейнеров с РАО. Система контроля миграции радионуклидов с просачивающимися водами	Относительная сложность сооружения плиты. Повышенные требования к механической прочности контейнеров, приводящие к их значительной материалоемкости и стоимости
Б-1	Железобетонные углубленные емкости, в которых РАО хранится навалом в первичных упаковках (мешках, коробках, ящиках и т.п.) или без них. Гидроизоляционный экран в виде плит перекрытия и обваловки из глинистых материалов	Простота конструкции. Простота сооружения. Низкая стоимость загрузки отходами.	Сложность обеспечения внутренней безопасности хранилища. Непредсказуемость формы нахождения радионуклидов в РАО после консервации хранилища. Весьма сложная и радиационно-опасная технология извлечения РАО. Сложность перехвата радионуклидов в случае выхода их за пределы хранилища. Необходима зона аэрации довольно большой мощности
Б-2	Траншея, боковые стенки и дно которой покрыты противодиффузионным экраном из глинистых материалов (иногда с применением пленки). Размещение РАО навалом в первичной упаковке (мешки, коробки, ящики и т.п.) или без нее. Гидроизоляция от атмосферных осадков слоем глинистого материала	Простота конструкции. Простота сооружения. Низкая стоимость сооружения хранилища и размещения в нем РАО.	Сложность обеспечения внутренней безопасности РАО. Непредсказуемость формы нахождения радионуклидов в РАО после консервации хранилища. Практически невозможное извлечение РАО из-за перемешивания с перекрывающими грунтами. Сложность перехвата радионуклидов в случае выхода их за пределы хранилища. Практическое отсутствие инженерных барьеров на пути возможной миграции радионуклидов Необходима зона аэрации довольно большой мощности

По данным расчета приняты следующие конструктивные решения: 4

♦ стены и днище секции модуля выполняются из бетона класса В15, арматуры - класса АIII;

♦ стены - толщиной 250 мм;

♦ днище - толщиной 400 мм.

Расчет основания для секций модуля. Целью расчета является определение и ограничение перемещений конструкции в таких пределах, которые гарантируют долговечность и нормальное ее функционирование. Все расчеты предельных состояний проводились с учетом совместной работы сооружения и его основания. Основные физико-механические характеристики инженерно-геологических элементов (ИГЭ)

40

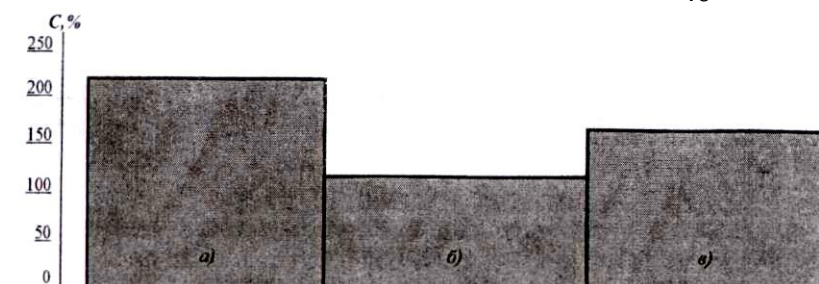


Рис. 3 - Сравнение затрат (С,%) на захоронение переработанных ТРО в зависимости от способа их размещения в хранилищах

Таблица 2 - Экспертная оценка конструкций хранилищ РАО

Тип хранилища	Оценка фактора, балл						Сумма баллов
	Устойчивость к внешним воздействиям	Изоляция от подземных вод	Внутренняя безопасность	Подконтрольность хранения	Возможность извлечения отдельной упаковки	Экономичность	
А-1 (ТРО-1)	4	4	3	3	1	1	16
А-2 (ТРО-2)	4	5	4	4	2	3	22
Б-1	2	2	2	2	0	3,5	11,5
Б-2	1	1	1	1	0	5	9

Таблица 3 - Характеристики хранилищ в ЦПЗ

Наименование показателей	Тип хранилища		
	ТРО-1	ТРО-2	ТРО-3
Конструкция	Железобетонная плита	Монолитный железобетонный модуль	Монолитный железобетонный модуль
Длина, м	200,0	195,8	200,4
Ширина, м	29,6	18,0	22,3
Высота, м	7,5	7,5	8,5
Способ захоронения (хранения) РАО	Контейнер КЗНП-2,1 - 4 яруса КЗНП-6,5 - 3 яруса	Навалом	Контейнер КЗНП-2,1 КНПУ-6,5
Объем РАО, размещаемых в одном хранилище, м ³	18000	18000	13000
Назначение хранилища	Захоронение НАО и САО с короткоживущими радионуклидами		Хранение НАО и САО с долгоживущими радионуклидами

оснований модулей при размещении ЦПЗ на площадке "Вектор" приведены в табл. 5. Предельно допустимая величина деформации принималась равной 0,1 м. Расчет деформаций выполнялся по программе "Осада" СГСПИ г. Саратов (Россия).

Для повышения степени защиты окружающей природной среды от воздействия радионуклидов при их миграции в основании модуля предусмотрено устройство противофильтрационного экрана.

В ЦПЗ предусматривается поступление в первую очередь тех РАО, которые хранятся в настоящее время с нарушениями нормативных требований, а также вновь образующихся отходов в результате деятельности ядерной энергетики, промышленности, тучных, медицинских и других учреждений и организаций.

41

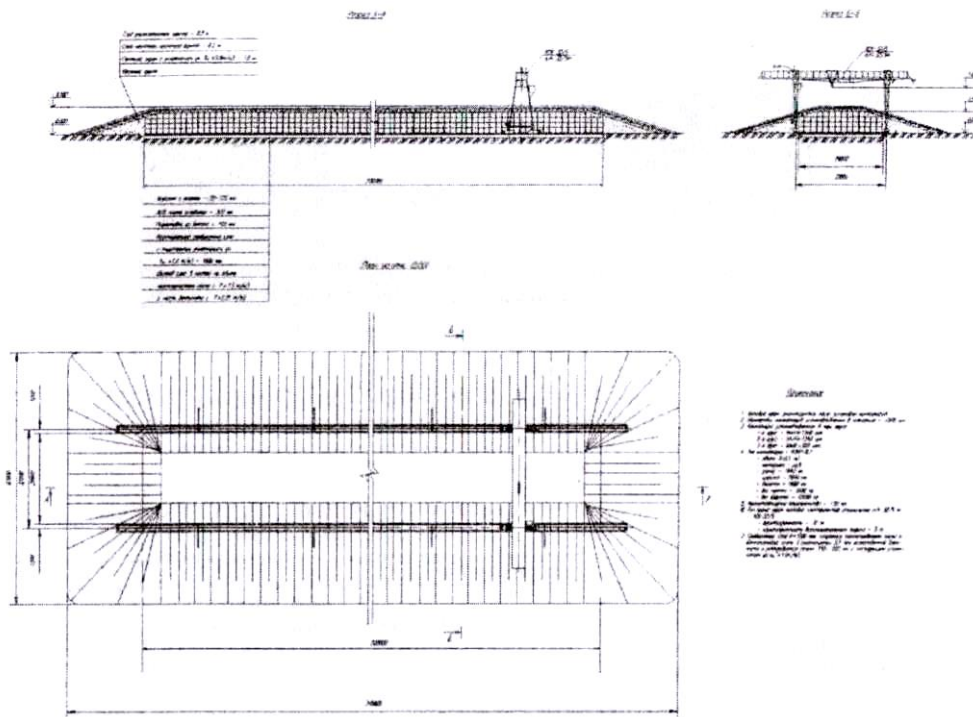


Рис. 4 - Схема хранилища ТРО-1

Рис. 5 - Схема хранилища ТРО-2

По предлагаемой схеме обращения с РАО в стране поставщиками РАО на ЦПЗ являются следующие предприятия и объекты, расположенные (или строящиеся) в зоне отчуждения и вне ее: ГСП "Комплекс"; объект "Укрытие"; ПО "Чернобыльская АЭС" (ПКПТРО и ЗПЖРО); УкрГО "Радон"; атомные электростанции Украины (табл. 6).

Согласно данным, полученным от предприятий-поставщиков отходов, всего ожидается принять на ЦПЗ для захоронения и хранения около 2546,7 тыс. м³ твердых РАО, в т.ч. содержащих долгоживущие

радионуклиды. Кроме вышеуказанных РАО, в ЦПЗ предусматривается прием на хранение отработанных источников ионизирующего излучения, передаваемых из комбинатов УкрГО "Радон".

42

Таблица 4 - Результаты расчетов основания модулей для захоронения РАО

Условия работы конструкции хранилища	Давление на грунт основанием, т/м ²		Максимальная деформация основания сооружения, м	Глубина сжимаемой толщи, м
	допустимое	ожидаемое		
1. Загружена РАО одна секция	24,99	7,84	0,0287	9,87
2. Загружен РАО модуль	24,99	7,84	0,0816	18,07
3. Хранилище законсервировано (рекультивировано)	56,08	10,84	0,0925	19,53

Таблица 5 - Физико-механические характеристики грунтов основания модулей для захоронения РАО на площадке "Вектор"/ЦПЗ

Описание инженерно-геологического элемента (ИГЭ)	Мощность ИГЭ, м	Физико-механическая характеристика			
		Плотность сухого грунта, т/м ³	Модуль деформации, т/м ²	Угол внутреннего трения, град	Удельное сцепление, т/м ²
1. Глинистый грунт слабо заторфованный	1,8	1,28	500	10	1,0
2. Суглинок туго- и мягкопластичной консистенции	8	1,59	2000	22	2,8
3. Супесок, в основном, пластичной консистенции	3	1,66	1900	28	1,6
4. Песок пыльный легкий	1,0	1,45	1000	24	0
5. Песок мелкий однородный	-	1,63	1100	32	0,2
6. Суглинок от твердой до тугопластичной консистенции	1,6	1,87	3200	24	4,7

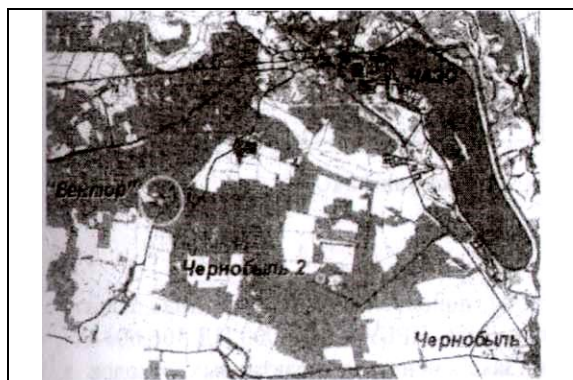


Рис. 6 - Схема размещения комплекса ЦПЗ "Вектор"

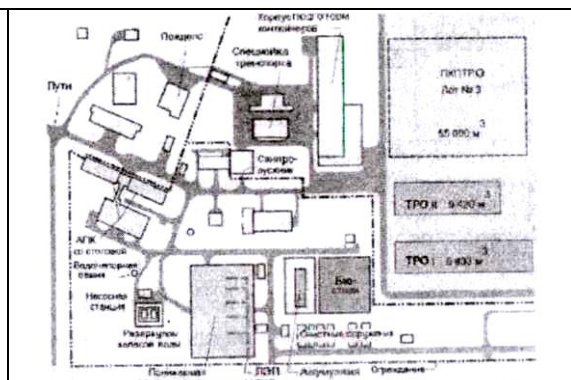


Рис. 7 - Схематический план первой очереди комплекса "Вектор"

* С учетом отверженных ЖРО.

43



Рис 8 - Площадка РАО "Вектор" (сентябрь 2003 года)

Таблица 6 - Объемы РАО, предполагаемых к приему ЦПЗ

Поставщик РЛО	НАО и САО, тыс. м³										ВАО, тыс. м³	Всего ТРО, тыс. м³
	Сжигаемые			Прессуемые			Неперерабатываемые*			Всего		
	КЖ	ДЖ	Итого	КЖ	ДЖ	Итого	КЖ	ДЖ	Итого			
ГСП "Комплекс"	120,0	280,0	400,0	9,0	21,0	30,0	317,4	740,6	1058,0	1488,0		1488,0
Объект "Укрытие"	0,2		0,2	5,0		5,0	200,0	253,0	453,0	458,2	81,0	539,2
Локальная зона ОУ							176,6	108,4	285,0	285,0	2,6	287,6
Поставщик РАО	НАО и САО, тыс. м³										ВАО тыс. м³	Всего ТРО тыс. м³
	Сжигаемые			Прессуемые			Неперерабатываемые			Всего		
	КЖ	ДЖ	Итого	КЖ	ДЖ	Итого	КЖ	ДЖ	Итого			
ЧАЭС (КПТРО и ЗПЖРО)							55,0		55,0	55,0		55,0
УкрГО "Радон"				1,4		1,4	4,6	138,8 кг-экв. Ra	4,6	6,0		6,0
АЭС Украины:												
эксплуатация							25,1	132,7	25,1	25,1	0,1	25,2
снятие с эксплуатации									132,7	132,7	13,0	145,7
Всего	120,2	280,0	400,2	15,4	21,0	36,4	778,7	1234,7 и 138,8 кг-экв. Ra	2013,4	2450,0	96,7	2546,7

Примечание. КЖ и ДЖ - соответственно, коротко- и долгоживущие РАО

44

Литература

1. Нормы радиационной безопасности Украины, дополнение: "Радиационная защита от источников потенциального излучения". - Киев. НРБУ-97/Д-2000.НД 306.604-95. Обращение с радиоактивными отходами. Захоронение радиоактивных отходов в приповерхностных хранилищах. Общие требования радиационной безопасности. Киев, 1995.
2. Справочник по ядерной энерготехнологии (пер. с англ.). Москва: Энергоатом из дат, 1989.

О.А. Кретінін. СТВОРЕННЯ ЦЕНТРУ ПЕРЕРОБКИ, ЗБЕРЕЖЕННЯ І ЗАХОРОНЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ УКРАЇНИ В ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Наявність великої кількості джерел і об'єктів накопичення РАВ ставить Україну перед необхідністю створення єдиної державної системи поводження з цими відходами. Насамперед розглядається питання переробки і захоронення низько- і середньоактивних відходів, які складають основну (85-90%) частину всіх РАВ країни. Після оцінки варіантів розміщення сховища (на підставі аналізу наявних даних про природні, соціальні, транспортні, енергетичні умови), запропоноване розміщення майданчика для ЦПЗ у зоні відчуження ЧАЕС (майданчик "Вектор"). У ЦПЗ передбачається надходження в першу чергу тих РАВ, які зберігаються в даний час з порушеннями нормативних вимог, а також відходів, що утворюються у результаті діяльності ядерної енергетики, промисловості, наукових, медичних та інших установ і організацій.

A.A. Kretynyn. CREATION OF CENTER OF PROCESSING, STORAGES AND BURIAL PLACES OF RADIOACTIVE WASTES OF UKRAINE IN THE CHERNOBYL'SKOY AREA OF ALIATION

The presence of a plenty of sources and objects of the RAW accumulation puts Ukraine before the necessity of creation of the single state system of handling these wastes. In quality primary the question of processing and burial place is examined is low sredneaktyvnykh wastes which make basic (85-90%) part of all RAW countries. After estimation of variants of placing of depository on the basis of present data analysis and other factors about environmental, social, transport, power conditions, placing ofground for CPP in the area of alienation of CNPP is offered (ground "Vector"). In CPP the receipt is foreseen above all things those RAW, which are kept presently with

Мишунина И.Б., к.т.н. Кретинин А.А., Сорока Н.В.
**ИССЛЕДОВАНИЕ СВОЙСТВ ЭКРАНИРУЮЩЕГО СЛОЯ ДЛЯ ХРАНИЛИЩ РАО В
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ**

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, веществами и источниками ионизирующего излучения

Безопасность захоронения РАО оценивается путем прогнозирования пространственно- временных полей концентрации радионуклидов, мигрирующих из зоны захоронения. Миграция радионуклидов из хранилища РАО через инженерные барьеры рассматривалась путем диффузионного переноса. В хранилище в качестве барьера рассматривался нижний сорбционный слой толщиной 1 м. В качестве критерия безопасности хранилищ принята допустимая концентрация радионуклидов в питьевой воде для категории В. Сделан вывод, что предлагаемая конструкция хранилищ, а именно наличие метрового сорбционного слоя из смеси песка и бентонитовой глины обеспечит безопасность хранения РАО как при нормальных условиях эксплуатации, так и при аварийных.

Основным видом воздействия хранилища на окружающую природную среду после закладки и консервации РАО является распространение (миграция) радионуклидов из захоронения. Главным катализатором и носителем радионуклидов при выносе их из хранилища и миграции является поровая вода (инфильтрационная), поэтому оценивается обычно загрязнение подземных вод.

Прогноз миграции радионуклидов из хранилищ при отсутствии нижних экранов. Расчет миграции радионуклидов из хранилищ производился по двум наиболее мигрирующим и значимым (с точки зрения содержания и периода полураспада) короткоживущим радионуклидам - ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Время задержки поступления радионуклида в водоносный горизонт вследствие миграции в зоне аэрации может быть рассчитано с использованием формулы:

$$t_v = h (\theta + p K_d) / \varepsilon, \quad (1)$$

где h - мощность ненасыщенной зоны между дном траншеи и зеркалом грунтовых вод, м;

p - плотность грунта, кг/дм^3 ;

K_d - коэффициент распределения радионуклидов в системе "вода - порода", $\text{дм}^3/\text{кг}$;

θ - влагосодержание в ненасыщенной зоне, безразмерн.;

ε - инфильтрационное питание, м/год.

Миграция радионуклидов в водоносном горизонте моделируется трехмерным уравнением конвективной диффузии (одномерный конвективный перенос в направлении скорости фильтрации и трехмерная дисперсия в продольном и поперечном направлениях). Предполагается, что водоносный горизонт однороден по фильтрационным и сорбционным свойствам и имеет постоянную мощность, а поток грунтовых вод является одномерным и характеризуется известной постоянной во времени и пространстве скоростью фильтрации. Расчетная схема миграции представлена на рис. 1.

Для описания временной динамики поступления радионуклида из захоронения в гидрогеологическую систему программа PAGAN использует экспоненциальную модель источника:

$$Q(t) = Q_0 \cdot \exp(-\alpha \cdot t), \quad (2)$$

где $Q(t)$ интегральная для всего прямоугольного источника (захоронения РАО) скорость поступления радионуклида в гидрогеологическую систему, Бк/год;

Q_0 - (Бк/год) и α (год^{-1}) - параметры модели;

t - время, год.

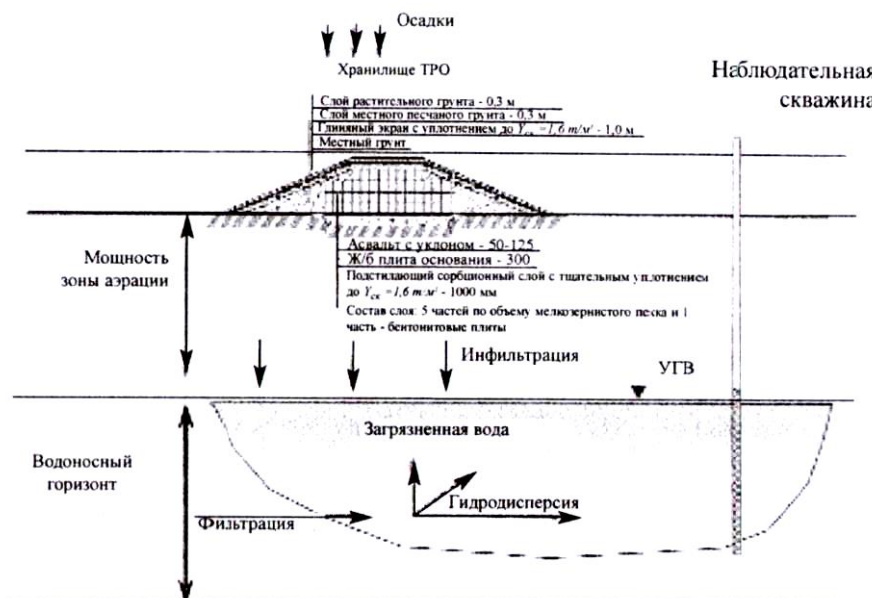


Рис. 1 - Расчетная схема миграции радионуклидов в зоне аэрации и водоносного горизонта

В том случае, когда миграция радионуклидов в водоносный горизонт происходит из захоронения поверхностного типа, параметры могут быть рассчитаны следующим образом:

$$\alpha = (R \cdot T_f)^{-1},$$

$$R = 1 + p/\theta \cdot K_d, \quad T_f = H \cdot \theta / e,$$

$$Q_0 = \alpha \cdot A_0,$$

где T_f - время вертикальной миграции воды в теле хранилища, год;

R - коэффициент замедления миграции радионуклида в хранилище вследствие сорбции, безразмерн.;

H - глубина хранилища, м;

A_0 - начальный запас радионуклида в захоронении, Бк.

Значения других гидрогеологических параметров, использованные при прогнозе, сведены в таблицах. 1 и 2.

Прогнозные концентрации ^{90}Sr под хранилищами превышают пищевой норматив согласно НРБУ-97 (10 Бк/л) в 10-20 раз. Прогнозные концентрации ^{137}Cs под хранилищем и в их окрестности составляют не более 10^{-4} Бк/л, что не превышает пищевой норматив (100 Бк/л).

При нарушении верхних экранов и отсутствии нижних экранов в хранилищах, в течение 300 лет эксплуатации возможно загрязнение зоны аэрации радионуклидами на всю ее мощность, а также загрязнение грунтовых вод ^{90}Sr .

Система барьеров для обеспечения безопасного состояния окружающей природной среды. С целью изоляции радиоактивных отходов в конструкции рассматриваемого хранилища предусмотрена следующая система барьеров:

♦ первый барьер – контейнеры и упаковки, в которые заключены отходы (захоронение в хранилища модульного типа осуществляется навалом, а также в металлических контейнерах КНПУ-10,5 и первичных упаковках);

Таблица 1 - Гидрогеологические параметры прогноза миграции радионуклидов из хранилища в подземные воды

Параметр	Значение
Осадки, мм/год	600
Объемная влажность в ненасыщенной зоне	0,1
Плотность грунта, кг/дм	1,6
Мощность водоносного горизонта, м	20
Коэффициент фильтрации, м/сут	10
Градиент потока грунтовых вод	0,002
Эффективная пористость, безразмерн.	0,2
Расчетная действительная скорость фильтрации подземных вод, м/год	36,4
Коэффициент продольной гидродисперсии, м	5
Коэффициент поперечной гидродисперсии, м	0,5

Таблица 2 - Геомиграционные параметры прогноза миграции радионуклидов из хранилища в подземные воды

Параметр	^{90}Sr	^{137}Cs
Период полураспада, год	28,6	30,2
Коэффициент распределения для грунта зоны аэрации, л/кг	0,5	2,5
Коэффициент распределения для водоносного горизонта, л/кг	1	10
Расчетный коэффициент сорбционной задержки для грунта водоносного горизонта радионуклидов	9	80
Расчетная скорость миграции фронта радионуклидов в подземных водах, м/год	4	0,45
Коэффициент скорости выщелачивания радионуклидов из захоронения в зону аэрации и водоносный горизонт, год ⁻¹	0,01	

♦ второй барьер - инженерные конструкции хранилища (бетонные отсеки, омоноличивание верха отсека слоем бетона толщиной 500 мм, покрывающий гидроизоляционный экран);

♦ третий барьер - грунты зоны аэрации под хранилищем и их способность удерживать радионуклиды.

Первый барьер предотвращает поступление радиоактивных веществ в окружающую среду при заполнении хранилища и делокализацию радионуклидов с основным носителем - водой в случае аварий в постэксплуатационный период.

В конструкции хранилища используются множественные барьеры и системы водосбора на пути поступления атмосферных и подземных вод в хранилище и возможного выхода радионуклидов из контейнеров на дневную поверхность и в зону аэрации (второй барьер).

Учитывая природные характеристики площадки, а также для того, чтобы исключить инфильтрационные поступления в зону аэрации, под отсеками хранилища предусматривается создание противифльтрационного экрана в виде многослойной системы:

- ♦ железобетонная плита толщиной 0,3 м;
- ♦ сорбционный слой - смесь бентонитовой глины и мелкозернистого песка.

С целью выбора и обоснования защитных свойств подстилающего (сорбционного) слоя впервые для зоны отчуждения ЧАЭС проводились экспериментальные исследования диффузионных и физико-механических свойств материала сорбционного слоя при различном соотношении песка и бентонитовой глины и при разных условиях увлажнения экрана.

Экспериментальные исследования подстилающего (сорбционного) слоя. Экспериментальные исследования заключались в определении параметров перемещения радионуклидов в сорбционном слое.

Наиболее значимые механизмы миграции радионуклидов в профиле почвы - конвективный перенос с потоком влаги и диффузия. С количественной точки зрения вклад диффузии в суммарное передвижение в условиях многослойной толщи экранов является преобладающим по сравнению с вкладом конвективного переноса. Конвективный перенос и диффузия радионуклидов тесно связаны с поглощением и прочностью закрепления последних в твердой фазе почвы.

Квазидиффузия (эффективная диффузия) оценивается соответствующим коэффициентом квазидиффузии. Под коэффициентом квазидиффузии понимается то значение коэффициента диффузии, при котором один только процесс диффузии вызовет такое же вертикальное распределение радионуклида, какое наблюдается фактически.

Применяемые материалы и методы исследований. Диффузионный перенос $^{134}\text{Cs}^*$ и ^{90}Sr изучали в колоночных опытах на смесях природных песка и бентонитовой глины. В экспериментах использовались соотношения глины к песку 1:3; 1:5; 1:7 при влажности смеси 60 и 100% от полной ее влагоемкости в трех повторностях. Перед проведением колоночного эксперимента определены полные влагоемкости смесей, которые составили: для соотношений 1:3 - 22,6%; 1:5 - 18,4%; 1:7 - 17,3%. Различное соотношение глины в смесях использовалось для получения ответа на вопрос о том, как влияет присутствие глинистых минералов на процесс вертикального переноса радионуклидов.

Измерение содержания ^{134}Cs в послойных образцах производилось на спектрометрическом комплексе "ADCAM-300" фирмы ORTEC с полупроводниковым детектором из сверхчистого германия. Содержание ^{90}Sr в пробах определялось после его радиохимического выделения с использованием общепринятых методик на низкофоновом бета-радиометре "CANBERRA-2400" (США).

Определение коэффициентов квазидиффузии радионуклидов в изучаемой смеси. В основу расчетов положены следующие модели миграции радионуклидов в почве:

- а) квазидиффузионная;
- б) квазидиффузионная двухкомпонентная;
- в) конвективно-диффузионная.

Использовалось решение обратной задачи в рамках квазидиффузионной модели. По полученным параметрам рассчитаны прогнозные распределения радионуклидов в изучаемых средах. Применен приближенный метод расчета вертикальной миграции радионуклидов в почво-грунтах, который основывается на решении уравнения:

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 C(x, t)}{\partial x^2} - \lambda \cdot C(x, t) \quad (6)$$

В основе метода лежат следующие предположения: миграция радиоактивных загрязнений рассматривается как квазидиффузионный процесс; коэффициент квазидиффузии - константа. Эти предположения значительно упрощают математический аппарат расчетов.

Вид функции распределения радионуклида по профилю почвы $C(x, t)$ зависит от начальных и граничных условий. Мы рассматривали следующий простой случай: в начальный момент времени на поверхность попадает некоторое количество радионуклида, в дальнейшем на поверхность радионуклид больше не поступает.

^{134}Cs использовался с учетом предположения о полной идентичности его миграционных свойств с ^{137}Cs

49

Решение уравнения для этого случая имеет вид:

$$C(x, t) = C_0 \frac{1}{\sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{4 \cdot D \cdot t} - \lambda \cdot t\right) \quad (7)$$

Вычисление параметров, характеризующих процесс миграции, производится путем сравнения двух распределений: полученного экспериментально и рассчитанного

теоретически в рамках выбранной модели. Задача сводится к определению минимума следующего функционала:

$$\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{nj} W_{ij} (C_{\Sigma}(x_i, t_j) - C_{теор}(x_i, t_j, D))^2 = \min \quad (8)$$

где $C_{\Sigma}(x_i, t_j)$ - наблюдаемая доля радионуклида в слое глубиной x_i в момент времени t_j ;

$C_{\Sigma}(x_i, t_j, D)$ - рассчитанная доля радионуклида в слое глубиной x_j в момент времени t_j ;

W_{ij} - весовые коэффициенты;

D - коэффициент квазидиффузии;

m, n_j - число отобранных профилей и соответствующее число слоев.

Минимизация производится стандартным безградиентным методом.

Результаты проведенных экспериментов. Усредненные результаты вертикального распределения радионуклидов в колонках приведены на рисунках 2 и 3 (стандартное отклонение содержания радионуклида в слое для всех повторностей не превышает 10%).

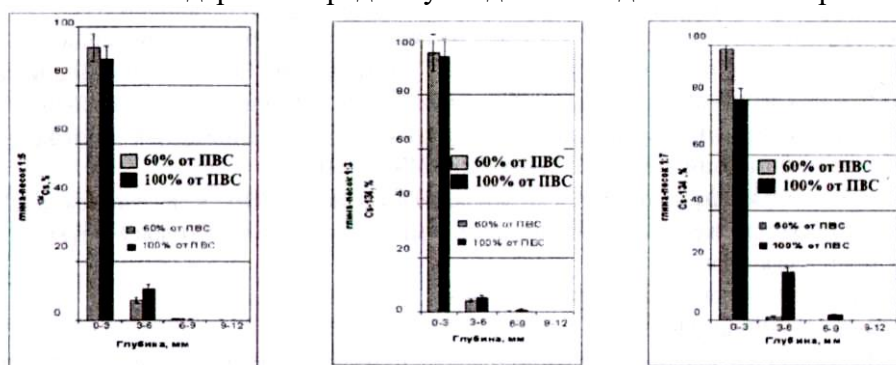


Рис. 2 - Усредненные распределения ^{134}Cs в колонках со смесью глина-песок при различной влажности от полной влагоемкости смеси при соотношении глина-песок: а - 1:5; б - 1:3; в - 1:7

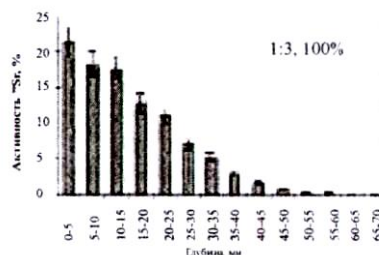
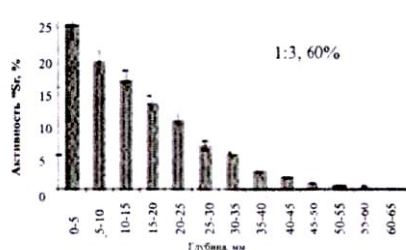


Рис. 3

Усредненные распределения ^{90}Sr в колонках со смесью глина-песок при различной влажности от полной влагоемкости смеси (при соотношении

глина-песок 1:3)

50

Исходя из полученных результатов, можно сделать следующие заключения:

♦ величина квазидиффузии ^{134}Cs в колонках при всех условиях проведения эксперимента очень низкая (запас радионуклида в слое 0-3 мм колеблется в рамках от 80 до 98%). С учетом эффекта "старения" (фиксации минералов в составе глин) даже без расчетов можно утверждать, что цезий будет закреплен в сорбционном слое;

♦ при полной влагоемкости скорость квазидиффузии увеличивается с уменьшением количества глины в смеси. Для смесей глина-песок 1:3 и 1:5 при влажности 60% от полной влагоемкости среды (ПВС) величины квазидиффузии цезия находятся в пределах ошибки (для смеси 1:7 достоверно меньше);

♦ квазидиффузия ^{90}Sr в колонках со смесью глины и песка гораздо выше таковой для цезия вследствие разных физико-химических свойств этих радионуклидов. Запас стронция после окончания эксперимента в слое 0-5 см колебался от 21 до 28% его содержания в профиле в зависимости от среды квазидиффузии;

♦ при полной влагоемкости значимых зависимостей скорости квазидиффузии стронция от содержания глины в смеси не обнаружено. При влажности 60% от ПВС скорость вертикального переноса возрастает с уменьшением количества глины в колонке.

Таблица 3 - Коэффициенты квазидиффузии радионуклидов для различных условий проведения эксперимента (W - влагоемкость, %)

Параметры смеси	$D \times 10^{-9}, \text{см}^2/\text{с}$					
	:3, W=60	:3, W=100	:5, W=60	:5, W=100	:7, W=60	:7, W=100

^{134}Cs	1,0	1,2	1,3	1,5	0,6	2,5
^{90}Sr	140	170	170	200	97	160

Определение параметров квазидиффузии и прогнозные оценки миграции радионуклидов в сорбционном слое. Параметры квазидиффузии радионуклидов в смесях глины с песком определялись по методу, который описан выше в рамках квазидиффузионной модели переноса. Эта модель хорошо иллюстрирует полученные экспериментальные данные, поскольку смесь однородная по глубине и отсутствуют конвективные токи влаги.

Данные табл. 3 показывают, что скорость квазидиффузии стронция в проведенном эксперименте на два порядка превышает таковую для цезия. Минимальные параметры квазидиффузии для обоих радионуклидов получены в смеси глина-песок 1:7 при 60% от ПВС.

По полученным параметрам рассчитаны прогнозные оценки вертикального перераспределения радионуклидов в изучавшихся смесях посредством квазидиффузии в течение десяти лет (табл. 4).

Таблица 4 - Прогнозные распределения ^{134}Cs (А, %) в смеси глина-песок при различном их соотношении и при различной влажности от полной влагоемкости (W, %), рассчитанные по полученным из экспериментов коэффициентам квазидиффузии (время миграции 10 лет)

Параметры смеси	А, %					
	1:5,W=60	1:5,W=100	1:3,W=60	1:3,W=T00	1:7,W=60	1:7,W=100
D, см ² /с	1,3 E-9	1,5E-9	1E-9	1,2E-9	6,0E-10	2,5E-9
Глубина, см						
0-1	72,9	69,4	79,1	74,9	89,6	57,3
1-2	24,2	26,5	19,6	22,8	10,2	31,4
2-3	2,7	3,8	1,2	2,1	0,1	9,5
3-4	0,1	0,2	0,02	0,1		1,6
4-5						0,1

51

Приведены прогнозные распределения ^{134}Cs в смеси глина-песок при различном их соотношении и при различной влажности от полной влагоемкости, рассчитанные по полученным из экспериментов коэффициентам квазидиффузии; прогнозные распределения ^{90}Sr в смеси глина-песок при различном их соотношении и при различной влажности от полной влагоемкости, рассчитанные по полученным из экспериментов коэффициентам квазидиффузии.

Проведенные результаты исследований позволили сделать следующие выводы:

- 1) вертикальное перераспределение цезия в предлагаемом сорбционном слое посредством квазидиффузии незначительно. При консервативной прогнозной оценке через 100 лет после начала миграции весь цезий будет находиться в верхнем 20-сантиметровом слое. Даже наличие конвективного тока влаги существенно не изменит эту картину;
- 2) вертикальное перераспределение стронция в предполагаемом сорбционном слое происходит гораздо интенсивней. Величины коэффициентов квазидиффузии этого радионуклида превосходят таковые для цезия на два порядка;
- 3) радионуклиды европия, плутония, америция имеют миграционные свойства, очень сходные с радиоцезием, и можно с уверенностью сказать, что сорбционный слой будет надежным заслоном на пути дальнейшей миграции этих радионуклидов.

Прогноз миграции радионуклидов через инженерные барьеры. Безопасность захоронения РАО оценивается путем прогнозирования пространственно-временных полей

концентраций радионуклидов, мигрирующих из зоны захоронения. Рассматривается постепенный выход радионуклидов через инженерные барьеры в окружающую природную среду. При проведении анализа функционирования хранилища использовался консервативный подход, т.е. при сохранении целостности верхнего покрытия предполагалось полное разрушение первых двух барьеров, которые препятствуют выходу радионуклидов.

Поскольку основным катализатором и носителем радионуклидов при выходе из хранилища и миграции в окружающей природной среде (грунте) является поровая вода, оценивались концентрации радионуклидов в подземных водах.

Миграция радионуклидов из хранилища РАО через инженерные барьеры рассматривалась путем диффузионного переноса. В хранилище в качестве барьера рассматривался нижний сорбционный слой толщиной 1м. Для большей консервативности в расчете не учитывался железобетонный материал в основании хранилища, а также принято, что зона аэрации сложена из пойменных песков без глинистых прослоев, служащих естественным геохимическим барьером на пути миграции радионуклидов.

Процесс переноса радионуклидов диффузионным путем через многослойную толщу описывается уравнением (9) с начальными и граничными условиями (10):

$$D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - V_1 \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c = \frac{\partial c}{\partial t}, \quad (9)$$

где

$$\begin{cases} c(x, 0) = c_0 e^{-\lambda t} \\ c(0, x) = 0 \\ c(\infty, x) = 0 \end{cases} \quad (10)$$

Для построения численной модели решения задачи используется метод конечных разностей с применением явной разностной схемы по времени. Расчет производился с помощью программного обеспечения Microsoft Excel.

Миграция радионуклидов из хранилищ оценивалась по наиболее мигрирующим и значимым (с точки зрения содержания) радионуклидам - ^{90}Sr , ^{137}Cs и Pu , ^{241}Am .

52

Из долгоживущих изотопов Pu наибольшего внимания, с точки зрения обеспечения безопасности, заслуживает прежде всего ^{239}Pu , как наиболее долгоживущий радионуклид и дающий заметный вклад в исходную альфа-активность. Его содержание в РАО принималось с запасом по сумме изотопов ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu .

Начальные концентрации радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в поровой влаге РАО определялись по формуле:

$$c_0 = \frac{A_0 \gamma}{n} (1 - \exp(-k_g t)) \exp(-\lambda t), \quad (11)$$

Начальные концентрации ^{241}Am в поровой влаге ТРО определялись по формуле:

$$c_0 = [A_{01} \lambda / (\lambda_1 - \lambda) (\exp(-\lambda t) - \exp(-\lambda_1 t)) + A_0 \exp(-\lambda t) (1 - \exp(-k_g t))] \gamma / n, \quad (12)$$

где x - толщина экранирующего слоя, м; C - концентрация радионуклида в поровой влаге материала экрана, Бк/л $^{-1}$; C_0 - начальная концентрация радионуклида в поровых растворах РАО, Бк/л $^{-1}$; A_0 - начальная удельная активность радионуклида в РАО, кБк/т.; A_{01} - начальная удельная активность ^{241}Pu в РАО, кБк/т.; D - эффективный коэффициент диффузии радионуклида при вертикальном переносе радионуклида в материале экрана, м 2 /год $^{-1}$; λ - постоянная распада радионуклида, год $^{-1}$; λ_1 - постоянная распада ^{241}Pu , год $^{-1}$; n - объемная влажность РАО, д.е.; γ - плотность ТРО, Т/м $^{-3}$; k_g - постоянная выщелачивания радионуклидов из РАО, год $^{-1}$.

Уравнение решалось методом конечных разностей (использовалась явная конечно-разностная схема). Данные по удельной активности радионуклидов в этих хранилищах принималось на начало захоронения (2002 г.).

Эффективные коэффициенты диффузии (D) радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs через нижний сорбционный слой получены в результате экспериментальных исследований в колонках. Физико-механические характеристики РАО приняты по аналогии со свойствами грунтов, захороненных в ПВЛРО секторов "Нефтебаза" и "Рыжий лес". Расчетный срок хранения РАО до момента освобождения от государственного регулирующего контроля - 300 лет.

Поскольку делокализация радионуклидов в подобного рода хранилищах может привести к загрязнению гидросферы, в качестве критерия безопасности хранилищ принята допустимая концентрация радионуклидов в питьевой воде для категории В. Результаты расчетов приведены в табл. 5 и на рис. 4.

Таблица 5 - Результаты расчета миграции радионуклидов из хранилищ РАО

Параметр	Радионуклид			
	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
Допустимое содержание радионуклидов в питьевой воде $\text{PC}^{\text{ingest}}$, Бк/л	10	100	1	1
Максимальное распространение радионуклидов в сорбционном слое и зоне аэрации под хранилищем РАО по граничной концентрации, соответствующей $\text{PC}^{\text{ingest}}$ (время миграции), за которое происходит максимальное распространение радионуклидов, м/год	1,65/200	0,145/160	0,155/300	0,17/300
Максимальное распространение радионуклидов под хранилищем РАО по граничной концентрации, соответствующей $\text{PC}^{\text{ingest}}$, через 300 лет, м	1,5	0,1	0,155	0,17

53

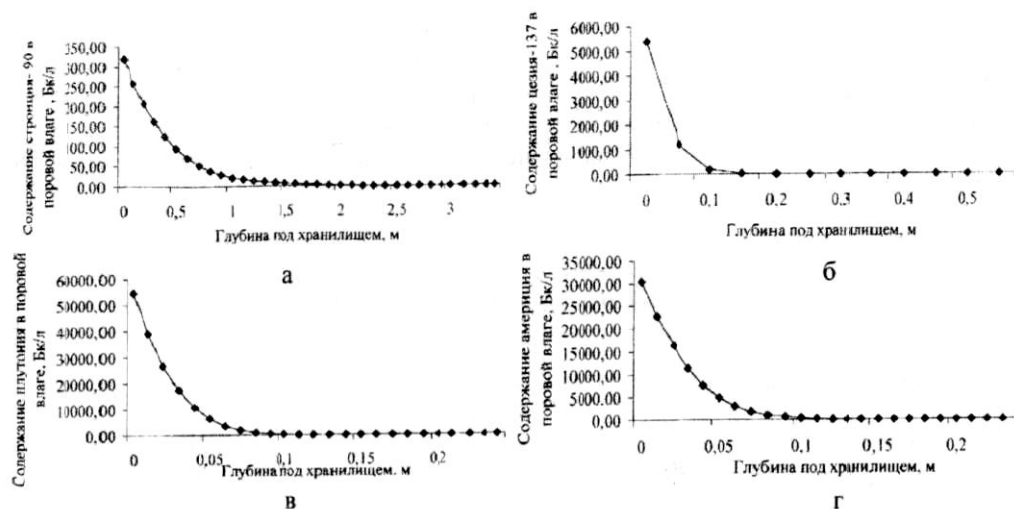


Рис. 4 - Распространение радионуклидов л од хранилищем ТРО через 300 лет хранения (содержание в пороговой влаге, Бк/л): а - ^{90}Sr ; б - ^{137}Cs ; в - Pu ; г - Am

Максимальное проникновение под хранилищем РАО ^{90}Sr (по допустимой концентрации в питьевой воде $\text{PC}^{\text{ingest}}$) достигнет 1,65 м через 200 лет с момента захоронения; ^{137}Cs - 0,145 м через 160 лет; ^{239}Pu и ^{241}Am проникнут под хранилищем соответственно на глубину 0,155 и 0,075 м через 300 лет.

По оценочным расчетам диффузионного переноса радионуклидов, в период сохранения регулирующего контроля радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{241}Am не достигнут УГВ, то есть в течение 300 лет превышений содержаний рассматриваемых радионуклидов в подземных водах свыше допустимых уровней не ожидается.

Таким образом, можно заключить, что предлагаемая конструкция хранилищ, а именно - наличие метрового сорбционного слоя из смеси песка и бентонитовой глины обеспечит

безопасность хранения РАД как при нормальных условиях эксплуатации, так и при аварийных.

1/ Нормы радиационной безопасности Украины, дополнение: "Радиационная защита от источников потенциального излучения". - Киев. НРБУ-97/Д-2000НД 306.604-95. Обращение с радиоактивными отходами. Захоронение радиоактивных отходов в приповерхностных хранилищах. Общие требования радиационной безопасности. Киев, 1995.

І.Б. Мішуніна, О.А. Кретинін, Н.В. Сорока. ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ЕКРАНОВАНОГО ШАРУ ДЛЯ СХОВИЩ РАВ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУДЖЕННЯ

Безпека захоронення РАВ оцінюється через прогнозування просторово-часових полів концентрацій радіонуклідів, що мігрують із зони захоронення. Міграція радіонуклідів зі сховища РАВ через інженерні бар'єри розглядалася шляхом дифузійного переносу. У сховищі в якості бар'єра розглядався нижній сорбційний шар товщиною 1 м. Критерієм безпеки сховища прийнято допустимі концентрації радіонуклідів у питній воді для категорії В. Зроблено висновок, що запропонована конструкція сховища, а саме - наявність метричного сорбційного шару із суміші піску і бентонітової глини забезпечить безпеку зберігання РАВ як за нормальних умов експлуатації, так і за аварійних.

54

I.B. Myshunyna, A.A. Kretynyn, N.V. Soroka. RESEARCH OF PROPERTIES OF SCREENING LAYER FOR THE RAW DEPOSITORIES IN THE CHERNOBYL'SKOY AREA OF ALIENATION

Safety of the burial place RAW is estimated by prognostication of the spatio-temporal fields of concentrations of radionuclides migrant from the area of burial place. Migration of radionuclides from the RAW depository through engineering barriers was examined by the diffusive transfer. In a depository in quality a barrier the sorption layer understratum it was examined. In quality the criterion of safety of depositories possible concentration of radionuclides is accepted in a drinking-water for a category the B. It is done conclusion, that the offered construction of depositories, namely sloya the presence of meter sorption layer from the mixture of sand and bentonite clay will provide safety of the RAW storage both at normal external environments and at emergency term.

55

УДК 616-001.28+616.15:599.323.45

М.Ю. Алесіна, Л.І. Носова, В.Н. Корзун

**ВПЛИВ БІОЛОГІЧНО АКТИВНОГО КОМПЛЕКСУ "МЕДОДАР" НА ПОКАЗНИКИ
НЕСПЕЦИФІЧНОЇ РЕЗИСТЕНТНОСТІ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТВАРИН ПРИ ХРОНІЧНОМУ
ОПРОМІНЮВАННІ У МАЛИХ ДОЗАХ**

Вивчено стан клітинної ланки системи неспецифічного захисту організму (нейтрофільні гранулоцити периферичної крові) при постійному надходженні радіонуклідів до організму щурів протягом чотирьох місяців. Показано, що застосування апікампозиції "Медодар" у харчовому раціоні «продовж 30 діб на фоні радіаційного навантаження призводить до зниження накопичення ^{137}Cs в організмі тварини середньому на 25%. Встановлено можливість корекції радіаційно-індукованих порушень гематологічних показників за таких умов.

ВСТУП

Радіоактивне забруднення значних територій України призвело до того, що в багатьох регіонах концентрації радіонуклідів (РН) в продуктах харчування перевищують встановлені допустимі рівні [1-5]. Показано [6, 7], що основну роль у всмоктуванні, виведенні, характері розподілу, а отже й в накопиченні РН при їх тривалому надходженні до організму людини і тварини, відіграє харчовий фактор. Від складу раціону залежить характер їх метаболізму в організмі. Так, білкове харчування знижує всмоктування і зменшує біологічний період напіввиведення ізотопів, а наявність в їжі окремих речовин (амінокислот, макро- і мікроелементів, вітамінів) також може суттєво впливати на їх накопичення в організмі [8-12].

Аліментарний захист населення, яке постраждало внаслідок аварії, є досить складним, але важливим засобом; його реалізація обумовлює можливість масової профілактики внутрішнього опромінення [13, 14]. В цьому аспекті особливо привабливі натуральні продукти бджільництва (апіпродукти), які деякою мірою сприяють зменшенню накопичення дози опромінення [15-16].

У зв'язку з вищезазначеним, метою цієї роботи була оцінка протирадіонуклідних властивостей апікомплексу "Медодар" (МД) за параметрами накопичення ^{137}Cs і показниками клітинної ланки неспецифічної резистентності щурів в умовах постійного низькоінтенсивного внутрішнього і зовнішнього опромінення.

М.Ю.Алесіна, Л.І.Носова, В.Н.Корзун, 2002

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Об'єктами дослідження стали 100 статевозрілих щурів-самців. Вік і маса тіла щурів на початок експерименту складали відповідно 3,5-4 місяці і 180-200 г. Піддослідні тварини утримувались у віварії Чорнобильського науково-технічного центру міжнародних досліджень (м. Чорнобиль) і перебували впродовж чотирьох місяців в умовах постійного зовнішнього (40-60 мкР/год) та внутрішнього опромінення у двох дозах (з умовним позначенням - Д1 та Д2), яке моделювали за допомогою забруднених РН корму й питної води. Щури опромінювались протягом 30 днів, потім з 31 по 60 день на фоні радіаційного навантаження отримували апікомплекс МД у складі харчового раціону в дозі 1 г на тварину. Групу "радіологічного контролю" (РК) складали щури, що не одержували препарату, але перебували під дією радіаційного навантаження. В якості інтактного контролю (ІК) слугували тварини відповідного віку, яких утримували у віварії Інституту ендокринології і обміну речовин ім. В.П. Комісаренка АМНУ. Частину щурів забивали на 61 добу, решту

56

продовжували опромінювати ще два місяці і декапітували на 120 добу. Таким чином досліджували найближчі (через 60 днів) та віддалені (через 120 днів) ефекти препарату.

Композиція розроблена в НВФ "Апітон" (м. Київ) і являє собою маточкове молочко з медовим наповнювачем.

Для оцінки поглинених доз (ПД) від інкорпорованих РН у тварин проводили прижиттєву гамма-спектрометрію впродовж всього терміну експерименту (за допомогою гамма-спектрометричної установки на базі напівпровідникового детектора типу ДГДК-1008 і амплітудно-цифрового перетворювача АЦП-4к-2 "Аспект"), а також виконували радіометричні виміри вмісту $^{137+134}\text{Cs}$ й $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ в органах. Для визначення величини сумарної ПД на тіло складали ПД від внутрішнього опромінення (за даними радіометрії) і частку від взаємною опромінення тварин у клітці і розраховували за [17, 18]; їх величини дорівнювали через 60 та 120 днів, відповідно, 0,7; 1,5 сГр для групи Д1 і 0,3; 0,5 сГр - для Д2.

Мазки периферичної крові (ПК) фарбували по Романовському-Гімзі, лейкограму підраховували на 200 клітин. Визначали вміст гемоглобіну для розрахунку кольорового показника. При вивченні клітинних елементів ПК використовувались авторські тести [19, 20]. Для визначенні ступеня ендогенної інтоксикації розраховували відповідний індекс (ІІ); рівень адаптаційного потенціалу гранулоцитів оцінювали за індексом гетерофілів (ІГ). Кожний зразок крові аналізували у такий спосіб і заповнювали діагностичну карту (табл. 1).

Таблиця 1 - Паспортизація досліджуваних зразків крові

Тест	Основа	Показник	Характеристика стану
1. Реакція ядер нейтрофілів на інтоксикацію	рахунок пальцевидних випинань у ядрах нейтрофілів	ІІ	енна інтоксикація: сутня; дньої тяжкості; ьна
2. Компенсаторно-приспосувальні реакції в популяції гранулоцитів	страція гранулоцитів з нейтрофільно-еозинофільною зернистістю	ІГ	пенсаторно-відновлювальні реакції: ежах норми; ружені; бовані; в адаптації

Статистична обробка отриманих результатів проводилась загальноприйнятими методами варіаційної статистики.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

У щурів, які піддавались радіаційному навантаженню у дозі Д1 (за даними прижиттєвої гамма-спектрометрії!), спостерігалось вірогідне зниження накопичення ^{137}Cs впродовж двох місяців після закінчення вживання апікомплексу; процент зниження вмісту

радіоцезію коливався від 21 до 29%. У тварин, що перебували під впливом радіації у меншій дозі (Д2), на 60-й день виявлена лише тенденція до зменшення вмісту цього РН (табл. 2).

Таким чином, декорпоруєчий ефект МД найчіткіше проявлявся при ПД 0,7-1,5 сГр, сформованих впродовж двох - чотирьох місяців.

Аналіз результатів щодо накопичення ^{137}Cs в деяких органах, які мають безпосереднє відношення до процесів всмоктування, трансформації та елімінації РН, дозволив встановити, що на ранньому етапі дослідження (одразу після вживання МД) вміст цього РН в тонкому кишечнику й нирках щурів групи Д1 статистично достовірно знижується; зменшення інтенсивності поглинання РН тканиною печінки не підтверджувалося (табл. 3).

57

Таблиця 2 - Вплив МД на виведення радіоцезію ($^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$) з організму щурів, Бк/кг

Група тварин	Строк спостереження, днів		
	60	90	120
РКД1	6137±1433	7096±616	7667±256
Д1 + МД	4831±290*	5385±377*	6002±648*
РКД2	1989±218	1795±283	1350±156
Д2 + МД	1436±159°	1609±135	1358±195

* $p < 0,05$ - достовірність різниці з РК; ° - $0,05 < p < 0,1$ - тенденція до вірогідної різниці з РК.

Таблиця 3 - Питома активність ^{137}Cs в органах щурів, опромінюваних протягом двох місяців, Бк/кг

Група тварин	Печінка	Нирки	Тонкий кишечник
РКД1	2060±297	2840±282	3640±864
Д1 + МД	1671±121	1667±154*	1642±160*

* $p < 0,05$ - достовірність різниці з РК.

Таким чином, в результаті застосування МД впродовж 30 діб у складі харчового раціону у щурів зменшувалося всмоктування радіоцезію і, певно, посилювалися процеси його виведення з організму, тобто досліджуваний біокомплекс проявляв протирадіонуклідні властивості.

В експериментах [21] на щурах, що утримувалися в 1992-1994 рр. у Чорнобилі, а також на сірих пацюках, котрі були виловлені у зоні відчуження, встановлено, що внутрішньо- і міжклітинні перебудови в процесі адаптації призводять до зміни первісного лімфоцитарного характеру крові на нейтрофільний (який у філогенетичному раді хребетних є древнішим).

Крім того, при ідентифікації клітин крові зі змішаною зернистістю у щурів і норок було введено поняття "гетерофіл" (доведено, що нейтрофіли можуть запозичувати еозинофілпероксидазу при дефіциті власної мієлопероксидази; остання, на відміну від еозинофілпероксидази, інгібується під час радіаційного впливу [22]). Висловлено припущення [22, 23] про те, що еозинофіли утворюють у кістковому мозку резерв клітин-донорів пероксидази, тому що вони можуть екстрацелюлярно виділяти її у вигляді субодиноць, сконцентрованих у паракристалічній серцевині специфічних гранул. Відомо [24, 25], що мієлопероксидаза в нейтрофілах складається з субодиноць з молекулярною масою 57 кДа, 39 кДа і 15 кДа, еозинофілпероксидаза - 50 кДа і 15 кДа. Імовірно, що нейтрофіли запозичують субодиноці саме з молекулярною масою 15 кДа. Секреція пероксидази і трансгрануляція здійснюються в основному за мерокриновим типом секреції, хоча можливий також апо- і голокриновий. Зростання кількості гетерофілів у ПК є позитивною діагностичною ознакою і може бути віднесене до компенсаторно-приспосувальних реакцій організму, оскільки пероксидазна система забезпечує бактерицидні і цитотоксичні функції клітин.

Отримані в даному експерименті результати свідчать про те, що застосування біологічно активної апікомпозиції "Медодар" піддослідними тваринами на фоні радіаційного навантаження виявилось досить ефективним (табл. 4).

Таблиця 4 - Діагностична карта тестів для гранулоцитів білих щурів при хронічному опроміненні та використанні "Медодару"

Групи тварин	Індекс інтоксикації (ІІ)		Індекс гетерофілів (ІГ)	
	2 міс	4 міс.	2 міс.	4 міс.
РКД1	8.8±0.17*	24.2±0.29*	24.8±0.19*	5.3±0.21*
Д1+МД	6.9±0.07**	5.5±0.23**	5.2±0.20**	8.0±0.17**
РКД2	10.1±0.21*	27.7±0.46*	31.2±0.48*	4.4±0.23*
Д2+МД	12.1±0.21**	11.5±0.37**	2.7±0.14**	5.0±0.23**
ПС	0.1±0.04	0.3±0.02	7.3±0.14	6.6±0.31

* $p < 0,05$ - достовірність різниці з ІК;2.

** $p < 0,05$ - достовірність різниці з відповідною дозою РК.

З табл. 4 видно, що в обох групах, де не використовували МД, підвищення індексу ІІ через два місяці дослідження проявлялось значною мірою у тварин з меншою ПД на тіло; майже синхронно цей показник зростав через чотири місяці зі збереженням тієї самої дозової залежності. Очевидно, при більших дозах ядра нейтрофілів втрачають чутливість до токсинів, або в процесі термінової адаптації гине значна кількість клітин із циркуляційного пула. ІГ в периферичній крові зростає через два місяці також у зворотньо-пропорційній залежності до ГІД, однак через чотири місяці зафіксовано зниження цього показника аж до інгібування при меншій дозі (тобто там, де два місяці тому була найбільша стимуляція).

Якщо проаналізувати дані (через два місяці) за двома індексами, то виявляється, що найбільша інтоксикація корелює з найбільшим індексом гетерофілів (і це при малій дозі - Д2). Але при наростанні ендогенної інтоксикації через чотири місяці ІГ знижується, причому вираженість цього зсуву тим більша, чим більша інтоксикація в організмі, аж до інгібування (знову ж таки при найменшій ПД). Таке поєднання ознак підтверджує думку, що механізми термінової адаптації (при якій проходить мобілізація резервних можливостей організму) відрізняються від таких при довготермінової адаптації (при нижчій дозі Д2, коли йде пошук режиму адекватної відповіді на подразник). При дозовому навантаженні Д1, мабуть, можливі варіанти того й іншого, тому цей діапазон ПД (0,7-1,5 сГр) найдоцільніший для вивчення речовин із властивостями адаптогенів та імуномодуляторів.

Застосування МД в групі тварин з формуванням більшою ПД гальмує розвиток інтоксикації, що простежується через чотири місяці (ІІ = 5.5±0.23 проти 24.2±0.29). ІГ через два місяці експерименту свідчить про інгібування процесу трансгрануляції (з найбільшим проявом при Д2), однак до чотирьох місяців ця тенденція не прогресує - досліджувані показники відновлюються до нормальних величин.

Можна вважати, що плацдармом дії апікомплексу МД (в діапазоні використаних дозових навантажень) є клітини системи неспецифічного захисту організму. В зв'язку з цим препарат можна характеризувати як адаптоген з можливим проявом імуномодулюючих властивостей. За даними [27], через два місяці після радіаційного впливу сильно пригнічується субпопуляція природних клітин-кілерів (ЕК-клітин, лімфоцитів із популяції великих грануловмісних лімфоцитів, які також беруть участь у забезпеченні неспецифічної

антитілонезалежної резистентності). Можна також припустити, що відбувається активація нейтрофільного паростка Сому, що саме ЕК-клітини виявляють модулюючу дію на різноманітні стовбурові клітини, в першу чергу, на попередники нейтрофілів). Можливе й інше пояснення: у світлі даних [28] про наявність загального напівкомітованого попередника еозинофілів та базофілів (мастоцитів або тканинних базофілів), а також про реципрокну регуляцію диференціювання еозинофілів та базофілів [29], орієнтація їх попередника може змінюватись залежно від фактора, який продукується Т-лімфоцитами. Фактор, що пригнічує

диференціювання еозинофілів, одночасно стимулює розвиток базофілів ті навпаки. При хронічному радіаційному навантаженні у малих дозах багато дослідників спостерігали інфільтрацію тучними клітинами різноманітних органів щурів. Базофілію вважають несприятливою ознакою лише у випадку проявів на периферії. Оскільки в експерименті з МД базофілії в ПК не спостерігалось і, крім того, протягом чотирьох місяців досліджу показники в популяції гранулоцитів нормалізувалися, можна припустити, що досліджуваний препарат здійснює вплив на Т-залежний імунітет.

Таким чином, вживання алікомпозиції "Мелодар" на фоні довготривалого надходження РН до організму призводить до зниження накопичення ^{137}Cs у піддослідних тварин в середньому на 25%. В діапазоні використаних поглинених доз (0,7-1,5 сГр) відмічено адаптогенні та імуномодулюючі властивості препарату. Ефективність впливу МД на клітинну ланку неспецифічної резистентності проявляється відразу після його вживання і зберігається впродовж двох місяців на фоні опромінювання, що триває.

Литература

1. Ильин Л.А. Опыт работы по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС // Мед. аспекты аварии на Чернобыльской АЭС: Материалы науч. юнф., Киев, 11- 13 мая 1988 г. - К., 1988. - С. 53-59.
 2. Романенко А.Е. Охрана здоровья населения в условиях крупномасштабной аварии на атомной электростанции (вопросы теории и практики) // Мед. аспекты аварии на Чернобыльской АЭС: Материалы науч. юнф., Киев, 11-13 мая 1988 г. - К., 1988. - С. 42-45.
 3. Экологические особенности и медико-биологические последствия аварии на ЧАЭС /Л.А. Ильин, М.И.Балонов, Л.А. Булдаков и др. // Мед. радиология. - 1989. - № 11. - С. 59-82.
 4. Содержание радионуклидов в рационе населения западных районов Брянской области / В.В.Борисова, З.П.Лисаченга, И.Г.Травникова, Т.В.Жеско // Ближайшие и отдаленные последствия радиационной аварии на ЧАЭС: Материалы Всесоюз. симпозиума. - М., 1987.-С. 65-86.
 5. Состояние продуктов питания после их радиоактивного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС / В.И.Смоляр, С.Л.Попик, М.В.Набока и др. // Проблемы радиационной медицины: Респ. межвед. сб. - Вып. 1. - К., 1988. - С. 138-139.
 6. Влияние содержания белка на инкорпорацию цезия-137 и устойчивость организма к хроническому внутреннему облучению / Е.В.Данецкая, В.П.Ершова, А.П.Ушакова, В.В.Шакалова // Мед. радиология. - 1970. - Т. 15, № 12. - С. 25-30.
 7. Корзун В.Н. Гигиеническая проблема профилактики внутреннего облучения организма при длительном алиментарном поступлении радионуклидов цезия и стронция: Автореф. дис.... докт. мед. наук. - К., 1995. - 294 с.
 8. Рамзаев П.В., Троицкая М.Н., Колесников В.В. Роль незаменимых питательных веществ в накоплении цезия-137 и стронция-90 при их совместном поступлении //Труды по радиационной гигиене. - Л., 1967. - С. 146-155.
 9. Экспериментальное обоснование профилактических рационов при внутреннем облучении цезием-137 и стронцием-90 /Е.В. Данецкая, В.В. Колесников, В.В. Шакалова, И.Н. Куприянов // Гигиена и санитария. - 1970. - № 7. - С. 42-46.
 10. Донецкая Е.В., Рамзаев П.В., Троицкая М.Н. Возможность использования некоторых аминокислот для защиты от смеси цезия-137 и стронция-90 // Радиационная гигиена: Сб. науч. тр. ЛНИИРГ. - Л., 1978. - С. 99-102.
- 60
11. Карпенко П. А. Проблемы алиментарной профилактики заболеваний в 30-ти километровой зоне ЧАЭС // Чернобыль и здоровье людей: Тез. докл. науч. - практ. конф., (Киев, 20-22 апреля 1993 г.) - К., 1993. - С. 139.
 12. Сравнительная оценка радиопротекторной эффективности рационов с различным содержанием Са, К, Fe /А.И. Горшков, В.П. Суханов, А.А. Королев и др. // Гигиена и санитария. - 1994. - № 6. - С. 18-20.
 13. Смоляр В.И. Ионизирующая радиация и питание. - К.: Здоров'я, 1992. - 176 с.
 14. Циприян В. К. Научное обоснование рецептур функциональных продуктов для массовой профилактики радиационных воздействий //Эколого-гигиенические проблемы питания населения: Материалы науч. конф. - К., 1992. - С. 29.
 15. Корзун В.Н. Роль пищевых веществ в накоплении цезия-137 и стронция-90 в организме // Врачебное дело. - 1996. - № 2. - С. 99-101.
 16. Плещов О.Л. Изменение уровня активности лейкоцитарной щелочной фосфатазы при сочетании воздействия облучения и прополиса // Изв. АН Каз. ССР. - 1989. - № 6. -С. 81-86.
 17. Борисова В.В., Запольская Н.А., Павлицкая Е.Д. Экспериментальная проверка различных моделей на основе обмена в костной ткани Sr 90 и Cs 137 // Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. - М.: Атомиздат, 1976. - с. 68-70
 18. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности, - М.: Энергatomиздат, 1987. -292 с.

19. Загоруйко Е.Е., Носова Л.И., Сватко Е.И., Кононенко С. М. Способ определения эндогенной интоксикации / Авторское свидетельство СССР.- 1988. – 292 с.
20. Носова Л.И., Панченко Н.А., Филимонов К.С. и др. Способ определения адаптационных возможностей организма / Патент РФ на изобретение. - 1995. - №2043631 (приоритет 1991 г.)
21. Носова Л.И., Рясенко В.К., Родионова Н.В. Влияние малых доз радиации на кроветворную функцию костного мозга позвоночных // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения.- 1996,- № 3,- с. 100-104
22. Бережная Н.М. Нейтрофилы и иммунологический гомеостаз. - Киев: Наукова думка, 1988. - 190 с.
23. Панченко Н.А., Носова Л.И., Филимонов К.С. и др. Гетерофильные гранулы крыс при облучении // Цитология и генетика. - 1992. - 26, № 2. - с. 21-24
24. Sadaki Y., Hiroshi T., Keitano K. Localisation of lysosomal and peroxysomal enzymes in the specific granules of rat interstitial eosinophil leucocytes revealed by immunoelectron microscopic techniques // J. Histochem. and Cytochem. - 1984. - 32. - P.267-274
25. Presentey B. Ultrastructure of human eosinophils genetically lacking peroxidase // Acta Hematol. - 1989. - 71, № 5. - P.334-340
26. Кинетика форменных элементов крови / Мосягина Е.Н., Владимирская Е.Б., Ту-рубарова Н.А. и др. - М.: Медицина, 1976. - 272 с.
27. Радиация и иммунитет / Под редакцией акад. НАН Украины С.В. Комисаренко и д-м.н. К.П. Зака - К.: Наукова думка, 1994. - 112 с.
28. Denburg Y.A., Telyzin S., Messner A. Jamal B.Z. et al. Heterogeneity of human peripheral blood eosinophil-type colonies: evidence for a common basophil- eosinophil progenitor // Blood. - 1985. - № 2. - P.312-318.
29. Yanno V., Bienestock J., Richardson M. et al. Reciprocal regulation of human basophil and eosinophildifferentiation by separate T-cell-derived factors // Exp. Haematol. - № 1. - P. 24-33.

Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство "Чернобильський радіоекологічний центр" м. Чернівці

Національний університет "Києво-Могилянська академія", м. Київ

Національний центр радіаційної медицини АМНУ, м. Київ

61

М.Ю. Алесіна, Л.І. Носова, В.Н. Корзун. ВПЛИВ БІОЛОГІЧНОАКТИВНОГО КОМПЛЕКСУ "МЕДОДАР" НА ПОКАЗНИКИ НЕСПЕЦИФІЧНОЇ РЕЗИСТЕНТНОСТІ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ТВАРИН ПРИ ХРОНІЧНОМУ ОПРОМІНЮВАННІ У МАЛИХ ДОЗАХ

Вивчено стан клітинної ланки системи неспецифічного захисту організму (нейтрофільні гранулоцити периферичної крові) при постійному надходженні радіонуклідів до організму щурів протягом чотирьох місяців. Показано, що застосування апікомпозиції "Медодар" у харчовому раціоні впродовж 30 діб на фоні радіаційного навантаження призводить до зниження накопичення ¹³⁷Cs в організмі тварину середньому на 25%. Встановлено можливість корекції радіаційно-індукованих порушень гематологічних показників за таких умов.

M. Y. Alesina, L.I. Nosova, V.N.Korzun. THE INFLUENCE OF BIOLOGICALLY ACTIVE COMPLEX "MEDODAR" ON UNSPECIFIC IMMUNITY OF EXPERIMENTAL ANIMALS UNDER CHRONICAL IRRADIATION IN LOW DOSES

It was estimated a state of cell link of nonspecific immunity organism (neutrophil granulocytes of peripheral blood) under conditions of constant radionuclides incoming to rat's organism during 4-th month. The correction possibility of the radiation-induced disturbances cell elements in peripheral blood and decreasing ¹³⁷Cs accumulation in rat's body on 25% after using of biologically active complex "Medodar" with forage were demonstrated.

62

УДК 628.4.038:614.75

І.В. Какура, Л.І. Наговіщина, Л.С. Гронська, В.М. Фокін

РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА ПРИ ПОВОДЖЕННІ З МЕТАЛОБРУХТОМ

Нині існує проблема радіоактивного забруднення металобрухту, що призначений до вторинної переробки. Міжнародне співтовариство приділяє цьому питанню значну увагу, що пояснюється широким використанням вторинної переробки металу у світовій господарській діяльності, а також відчутними економічними наслідками радіаційних аварій у металургійному виробництві та при інших операціях з металобрухтом. Виявлені радіаційно забруднені вантажі металобрухту зазвичай лишаться без власників, і весь тягар ліквідації радіаційних аварій лягає на державу. Таким чином, питання уніфікації вимог з радіаційної безпеки металобрухту, облаштування ділянок та майданчиків ведення робіт з металопродукцією є актуальним. З врахуванням вимог чинного законодавства та нормативної документації були розроблені "Державні санітарно-екологічні правила і норми з радіаційної безпеки при проведенні операцій з металобрухтом" - ДСЕНПН 6.6.1.079/211.3.9.001-02, які є першим міжвідомчим нормативним актом, спрямованим на вдосконалення державної нормативної бази в галузі протирадіаційного захисту.

У наш час речовинно-енергетичний обмін між суспільством та природою досяг величезних масштабів, всі природні та соціально-економічні компоненти глобальної соціо-

екосистеми виявились настільки взаємозв'язаними, що будь-який, навіть порівняно незначний, антропогенний вплив на той чи інший природний компонент охоплює соціоеко-систему в цілому і викликає непередбачені, часто далекосяжні негативні наслідки. Отже, на сучасній стадії взаємодії суспільства і природи глобальна земна соціоекосистема стала функціонально замкненою і втрачає здатність до природної саморегуляції. Головним її регулятором тепер повинно стати суспільство, і від того як воно буде виконувати функції з охорони навколишнього середовища, залежить майбутнє людей. Нині велике значення має збалансована еколого-економічна господарча діяльність людства.

В цьому контексті проблема радіоактивного забруднення металобрухту, що призначений до вторинної переробки, посідає на останнє місце. Міжнародне співтовариство приділяє цьому питанню значну увагу, що пояснюється широким використанням вторинної переробки металу у світовій господарській діяльності, а також суттєвими економічними наслідками радіаційних аварій у металургійному виробництві та при збиранні, складуванні і перевезенні металобрухту. Випадки надходження радіоактивно забрудненого металобрухту на металургійні підприємства мають широке поширення (біля 3000 випадків за минуле десятиріччя). У більшості випадків (60-62%) має місце наявність природних радіонуклідів, 13% - наявність техногенних радіонуклідів, а у 25% випадків тип радіоактивного забруднення визначений не був.

В Україні у 2001 році з 27 радіаційних аварій майже третина - це аварії, пов'язані з радіоактивним металом. Зокрема, на території Київського річкового порту було виявлено партію понад 10 т радіоактивно забрудненого металобрухту, який мав такі рівні забруднення, що дозволило класифікувати цей метал як середньоактивні радіоактивні відходи. В м. Дніпродзержинську у дворі поряд з житловими будинками було знайдено труби з нержавіючої сталі (можливо, вивезені з Придніпровського хімзаводу, де відбувається переробка уранових руд), які випромінювали 700 мкР/год. Цей металобрухт було просто покинуто поблизу житла. З огляду на те, що підприємницька діяльність, пов'язана із веденням операцій з металобрухтом, має широке застосування в нашій країні (ліцензію на право ведення таких робіт, за даними 2001 р., отримали 1500 підприємств, у 2000 р. їх було удвічі більше), такий високий відсоток обігу небезпечних вантажів викликає занепокоєння. Підприємства, яким було відмовлено у поновленні ліцензії, залишили свої промислові майданчики, що були, переважно, орендованими. Радіоекологічний стан покинутих

63

територій лишився незадовільним, ще й досі виявляються такі майданчики та фрагменти металобрухту, що мають значні рівні радіації та, як наслідок, негативно впливають на навколишнє середовище і здоров'я людей.

Після Чорнобильської катастрофи на території України з різних причин без нагляду залишилося велика кількість металевих відходів, які мають радіоактивне забруднення аварійного походження, окрім цього, певна частина металобрухту вивозиться з самої зони відчуження (легально і нелегально). Виявлені вантажі металобрухту, що мають значні рівні радіоактивного забруднення, здебільшого лишаються без власників, і весь тягар ліквідації радіаційних аварій та інцидентів лягає на державу. Головними структурами в нашій країні, зобов'язаними вести радіоекологічний контроль, є органи Держсанепіднагляду МОЗ України та відповідні інспекції Мінекоресурсів України, а ліквідацією аварій займаються дільниці спеціалізованих підприємств УкрДО "Радон" МІС України.

Дієвість заходів забезпечення протирадіаційного захисту певною мірою залежить від наявності норм та вимог щодо дотримання радіаційної безпеки та ведення радіаційного контролю. Нині у світі немає уніфікованих вимог до радіоактивного забруднення металобрухту. В різних країнах ЄС вони варіюють біля показника 0,3 мкЗв/год. Ці рівні визначені з врахуванням того, що металеві вироби навіть при найтіснішому і тривалому контакті з людиною не додадуть суттєвого внеску до середньорічної ефективної дози опромінення. Ці характеристики неможливо визначити для великих партій брухту, тому на практиці для радіаційного контролю використовуються допустимі рівні потужності експозиційної дози гамма-випромінювання (ПЕД) на певних відстанях від металобрухту [1]. За умови неперевищення ПЕД допустимого рівня дозиметричний контроль завершується і

брухт спрямовується до споживача. При перевищенні встановленої допустимої величини здійснюється подальше радіаційне обстеження.

На більшості металургійних підприємств та митних пунктів використовуються порогові сигналізатори - порталні монітори, які спрацьовують у разі перевищення встановлених показників ПЕД, після чого проводиться ретельніший повторний контроль вимірювання ПЕД на поверхні транспортних засобів для виключення можливості помилкового спрацьовування. При підтвердженні підвищених рівнів радіоактивного забруднення сповіщаються відповідні органи державного регулювання та постачальник. У більшості випадків отримувач вантажу перестраховується і не бажає розбиратися у характері забруднення та брати на себе відповідальність за можливі наслідки переробки радіаційно забрудненого металобрухту. Тому вся відповідальність перекладається на підприємство-постачальника або країну, з якої надійшов вантаж. З постачальником (якщо його можливо визначити) узгоджуються питання відповідальності та оплати робіт з розвантаження металобрухту, локалізації радіоактивного забруднення, захоронення радіоактивних джерел або надмірно забруднених фрагментів брухту тощо. На практиці постачальник висуває претензії організації, яка здійснювала радіаційний контроль і надала протокол (сертифікат) вимірювань та засвідченням його радіаційної безпечності. Величина витрат у таких випадках може сягати від кількох десятків до кількох сотень тисяч доларів, тягар з відшкодування грошових збитків розподіляється між відповідальниками. Іноді такі питання розглядаються у судовому порядку, що призводить до збільшення витрат.

Але навіть такий суворий підхід не гарантує потрапляння на переробні підприємства радіаційно забрудненого металобрухту, а іноді й джерел іонізуючого випромінювання, які містяться у недбало утилізованій техніці, з чого випливає, що радіаційного контролю брухту після його завантаження у будь-який транспортний засіб або контейнер недостатньо. Слід зазначити, що шар заліза завтовшки 35,2 см послаблює гамма-випромінювання від ^{137}Cs у 10000000 разів, такий само ефект послаблення від джерела ^{60}Co має шар заліза завтовшки 46,6 см [2]. Зауважимо, що металобрухт не укладений щільно і не утворює суцільного шару, але й розміри транспортного засобу або контейнера для перевезення складають метри. Якщо джерело радіації знаходиться всередині вантажу або екранується шаром металобрухту певної товщини, для його виявлення необхідна висока чутливість контрольно-виміральної

64

техніки. Підвищення такої чутливості в приладах, що використовуються для загальної суцільної оцінки вантажів, призводить до підвищення частоти хибних спрацьовувань, що може спричинити повторні перевірки або повернення вантажів.

Таким чином, питання уніфікації вимог з радіаційної безпеки металопродукції, забезпечення протирадіаційного захисту при проведенні операцій з металобрухтом, облаштування ділянок та майданчиків для ведення цих видів робіт, а також вимог до організації радіаційного контролю є актуальним на сучасному етапі з огляду на великий інтерес до цього виду підприємницької діяльності. Зважаючи на ситуацію, що склалась, та на необхідність виконання Законів України "Про металобрухт", "Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання", "Про охорону навколишнього природного середовища", "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення" [3-6], низки нормативних документів, з метою впорядкування питань щодо радіаційної безпеки при здійсненні практичної діяльності з металобрухтом і запобігання поширенню радіаційного забруднення на території України ініціативною групою, до якої увійшли фахівці лабораторії радіаційної гігієни ІГМЕ АМНУ, СЕС МОЗ України та НПП "САМПО", був розроблений державний нормативний документ "Державні санітарно-екологічні правила і норми з радіаційної безпеки при проведенні операцій з металобрухтом" - ДСЕПІН 6.6.1.-079/211.3.9.001-02. За час розробки документа сталося кілька інцидентів, пов'язаних з виявленням радіаційно забрудненого металобрухту. При розслідуванні винних знайти було дуже складно, а параметри забруднення вказували на походження металу із зони відчуження. З огляду на це Кабінет Міністрів України доручив МОЗ та Мінекоресусів України терміново вирішити проблему щодо впорядкування питань забезпечення протирадіаційного захисту та здійснення належного радіаційного контролю при поводженні з металобрухтом. До

ініціативної групи було долучено фахівців з Мінекоресурсів України та створено міжвідомчу робочу групу, яка завершила розробку та узгодження нормативного документа. Цей державний регулюючий документ є першим міжвідомчим нормативним актом і спрямований на подальшу розбудову та вдосконалення державної нормативної бази в галузі радіаційної безпеки та протирадіаційного захисту населення.

"Державні санітарно-екологічні правила і норми з радіаційної безпеки при проведенні операцій з металобрухтом" (ДСЕПіН) встановлюють основні радіаційно-гігієнічні та організаційно-технічні вимоги щодо облаштування та обладнання підприємств, які здійснюють операції з металобрухтом, а також визначають порядок ведення і види радіаційного контролю. Дія ДСЕПіН поширюється на суб'єкти підприємницької діяльності всіх форм власності та будь-якої підпорядкованості. Документ відповідає правовим актам України в галузі радіаційної безпеки та поводження з металобрухтом з урахуванням вимог державних нормативних документів. ДСЕПіН затверджений постановою Головного державного санітарного лікаря України від 17.01.2002 №145 та наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 27.02.2002 №89 і набув чинності в Україні з 15 березня 2002 р.

Положення нормативного документа спрямовані на забезпечення радіаційної безпеки, запобігання радіоактивному забрудненню територій розташування підприємств і довкілля, мінімізацію негативному впливу іонізуючого випромінювання від радіоактивно забруднених фрагментів металобрухту на людину. Радіаційно-дозиметричний контроль, згідно з традиційними підходами радіаційної гігієни, розподілено за видами: вхідний, вихідний та періодичний. Для кожного виду контролю визначені об'єкти, його етапи, порядок здійснення, а також вимоги до організацій, які мають право здійснювати радіаційний контроль. ДСЕПіН містять вимоги до діяльності підприємств, які здійснюють операції з металобрухтом. В нормативі наведені загальні санітарно-гігієнічні та екологічні нормативні документи (ГОСТи, СанПиН, ДСП), відповідність положенням яких вимагає облаштування та обладнання підприємств. Також наведені перелік дозвільних документів, наявність яких обов'язкова для кожного підприємства, та умови організації і виконання робіт. Для здійснення вхідного радіаційного контролю в штаті підприємства рекомендовано мати дозиметристів з розрахунку не менш одного на 1000 т вантажу металобрухту, що контролюється за місяць.

65

Радіаційний контроль на приймальних пунктах, місячний обіг яких складає менш ніж 20 т, може виконувати приймальник за сумісництвом. Дозиметриста підприємства та посадові особи, відповідальні за радіаційну безпеку, повинні пройти спеціальну підготовку з питань ведення радіаційного контролю та протирадіаційного захисту у відповідних закладах (на курсах).

В нормативному документі встановлені радіаційні регламенти щодо здійснення радіаційного контролю металобрухту, який виконується шляхом визначення встановлених параметрів: потужності поглиненої дози (ППД) або ПЕД гамма-випромінювання, щільності потоку (ЩП) бета-частинок та наявності нефіксованого радіаційного забруднення. З огляду на визначені радіаційно-гігієнічні параметри встановлено критерії прийняття рішень щодо поводження з металобрухтом залежно від рівнів його радіаційного забруднення та характеру цього забруднення (таблиця).

Таблиця - Критерії прийняття рішень

Клас використання	Умови використання	Рівні дій		
		ППД (ПЕД) мкГр/год (мкР/год)	Щільність потоку бета-частинок, част/(хв. см ²)	Наявність нефіксованого забруднення
1	Використання без будь-яких обмежень	<0,26(30)	<30	Відсутнє
2	Вільне використання на території України	<0,43 (50)	<100	Відсутнє
3	Вилучається з обігу	>0,43 (50)	>100	Присутнє

ППД гамма-випромінювання визначається на відстані 0,1 м, а ЩП бета-частинок вимірюється на відстані 0,02-0,03 м від поверхні, що контролюється. При цьому рівень гамма-фону на майданчику, де проводиться радіаційний контроль, не повинен перевищувати 0,26 мкГр/год (30 мкР/год). Вимірювання фонових показників здійснюється на висоті 1,0 м. Обов'язковою умовою вибору ділянки для ведення радіаційного контролю є відсутність нефіксованого радіаційного забруднення. Вилучені з обігу фрагменти металобрухту повинні зберігатися у відокремленому сховищі, облаштування якого регламентоване відповідними вимогами ДСЕПіНу. ППД гамма-випромінювання на відстані 1,0 м від тимчасового місця зберігання (сховища) не повинна перевищувати 1,0 мкГр/год (115 мкР/год). У разі перевищення наведених показників вживаються додаткові заходи протирадіаційного захисту, невідкладно приймається рішення стосовно подальшого використання таких фрагментів металобрухту і при необхідності вони спрямовуються на захоронення до відповідних спецкомбінатів.

Всі дозиметричні прилади, що нині використовуються в Україні та якими здебільшого забезпечені підприємства і організації, що здійснюють радіаційний контроль і нагляд, мають певні вади. Тому в документі наведені вимоги до дозиметричних приладів та спорядження дозиметристів, які забезпечують необхідну чутливість та точність вимірювань при здійсненні радіаційного контролю, виходячи з показників та параметрів, встановлених ДОСТАми, що діють в Україні, на такі прилади.

В документі встановлені вимоги до порядку вилучення, обліку та тимчасового зберігання радіоактивно забруднених фрагментів металобрухту. Для вирішення питань використання та обігу радіаційно забрудненого металобрухту обов'язково залучаються представники регулюючих органів - Держсанепіднагляду МОЗ та Мінекоресурсів України. Рішення щодо подальшого використання вилучених фрагментів і партій металобрухту (третій клас) приймаються регулюючими органами у кожному конкретному випадку після

66

визначення виду і характеру радіаційного забруднення, його ймовірного впливу на людину, довкілля, можливості подальшої переробки за певних обмежень або утилізації. При надмірному радіоактивному забрудненні металобрухту та його класифікації як радіоактивні відходи вирішується питання щодо захоронення таких фрагментів на спецкомбінатах та забезпечення запобігання поширенню радіаційного забруднення в довкіллі. Термін тимчасового зберігання такого металобрухту на території підприємств не повинен перевищувати трьох місяців.

Оскільки при проведенні операцій з металобрухтом території розташування таких підприємств та пунктів збирання піддаються антропогенному забрудненню, відомо багато випадків радіоактивного забруднення майданчиків та місць радіаційних аварій внаслідок такої діяльності, в документі встановлено вимоги до радіаційного контролю територій підприємств. Для виключення необґрунтованого радіаційного забруднення майданчиків та врегулювання питань відповідальності за такі порушення визначені випадки обов'язкового проведення радіаційного контролю, порядок та принципи його виконання.

Окрім звичайних операцій з металобрухтом, мають місце роботи, пов'язані з утилізацією різноманітної техніки в процесі реконструкції підприємств та особливо при знятті військової техніки з озброєння, яке супроводжується низкою порушень, в тому числі відбувається втрата джерел іонізуючого випромінювання у вигляді приладів та датчиків, що містить така техніка. З огляду на це в ДСЕПіНі окремим розділом регламентовано вимоги до радіаційного контролю під час виконання утилізаційних робіт, де введено додаткові положення, які слід враховувати для запобігання виникненню аварійних ситуацій та забезпечення протирадіаційного захисту.

Всі визначені показники при проведенні радіаційного контролю різного виду, складанні актів обстеження, вилучення та аварійних необхідно заносити в журнали та оформляти на паперових носіях. Для уніфікації та одноманітності подання інформації в додатках наведені всі форми, згідно з якими повинні заповнюватися та подаватися документи.

Роботі з розробки державного нормативного документа передував ретельний аналіз фактичного стану проблеми ведення радіаційного контролю металобрухту, нормативної документації та законодавчих актів з цього питання, що існують в Україні та за кордоном. Розроблений міжвідомчий документ "Державні санітарно-екологічні правила і норми з радіаційної безпеки при проведенні операцій з металобрухтом" - ДСЕПіН 6.6.1.079/211.3.9.001-02, на нашу думку, буде надійним бар'єром проти поширення радіаційно забрудненого металобрухту, утворення його несанкціонованих звалищ та виникнення аварійних ситуацій. Нормативний документ стане знаряддям для дотримання вимог радіаційної безпеки в сфері обігу техногенно підсиленних джерел іонізуючого випромінювання, сприятиме оздоровленню довкілля та протирадіаційному захисту населення України.

Література

1. Duftschmid K.E. Delection of contaminated metallurgical scrap at borders: a proposal for an "snvestigation level" // Workshop on Radioactive Contaminated Metallurgical Scrap. - 1999 -P. 139.
2. Машикович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений - М.: Энергоатомиздат, 1995. - 42 с.
3. Закон України "Про металобрухт" від 05.05.1999 №619-ХІV
4. Закон України "Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання" від 14.01.1998 №15/98-ВР.
5. Закон України "Про охорону навколишнього природного середовища" від 25.06.1991 №1264-ХІІ.
6. Закон України "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення" від 24.02.1994 №4005-ХІІ.

*Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М.Марзєєва (ІГМЕ) АМН України
Науково-промислова група "САМПО"*

67

И.В. Какура, Л.И. Наговицына, Л.С. Гронская, В.М. Фокин. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ПРИ ОБРАЩЕНИИ С МЕТАЛЛОЛОМОМ

На современном этапе существует проблема радиоактивного загрязнения металлолома, предназначенного ко вторичной переработке. Международное сообщество уделяет этому вопросу значительное внимание, что объясняется широким использованием вторичной переработки металла в мировой хозяйственной деятельности, а также ощутимыми экономическими последствиями радиационных аварий в металлургическом производстве и при других операциях с металлоломом. Выявленные радиационно загрязненные грузы металлолома обычно остаются без владельцев, и вся тяжесть ликвидации радиационных аварий ложится на государство. Таким образом, вопросы унификации требований к радиационной безопасности металлолома, оборудования участков и площадок проведения работ с металлопродукцией актуальны. С учетом положений существующего законодательства и требований нормативной документации были разработаны "Государственные санитарно-экологические правила и нормы по радиационной безопасности при ведении операций с металлоломом" - ДСЕПіН 6.6.1.0791211.3.9.901-02, которые являются первым межведомственным нормативным актам, направленным на совершенствование государственной нормативной базы в сфере противорадиационной защиты.

I.V. Kakura, L.I. Nagovitsina, L.S. Hronskaya, V.M.. Fokin. RADIATION SAFETY AT HANDLING WITH SCRAP

At present a problem on the radioactive contamination of scrap that intended for secondary processing takes place. International association pays a great attention to this issue. It is explained by a wide use of secondary metal processing in the world economic activity and also considerable economic consequences of the radiation accidents in metallurgical industry and at other operations with scrap. Usually exposed radiation contaminated scrap weights are left without owners and all burden of the liquidation of radiation accidents lies on the state. Thus a problem of the unification of the requirements for scrap radiation safety, equipping of the zones and grounds for the fulfilment of the works with scrap is actual. Taking Mo account the clauses of the legislation currently in force and requirements for the standard documentation the state Sanitary end Ecological Rules and Standards for Radiation Safety at the Fulfilment of the Operation with Scrap (ДСЕПіН 6.6.1.0791211.19.001-02) have been developed. It is the first interdepartment standard act that directed on the improvement of state legislative basis in the sphere of antiradiation protection.

68

КРИТЕРІЙ ЗВІЛЬНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ В УМОВАХ ПРОЛОНГОВАНОГО ПІСЛЯАВАРІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ

Наведено оцінку граничних конверсійних коефіцієнтів для основних факторів формування дози внутрішнього опромінення у зоні відчуження (з урахуванням специфіки її формування) при: інгаляційному надходженні трансуранових елементів як при природному, так і при техногенному пилоутворенні, пероральному надходженні ^{137}Cs і ^{90}Sr через продукти харчування, зовнішньому опроміненні від ^{137}Cs . Розраховано величину щільності радіоактивного забруднення ґрунту, що забезпечуватиме повне звільнення від регулюючого контролю.

1. КРИТЕРІЙ ЗВІЛЬНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ В УМОВАХ ПРОЛОНГОВАНОГО ПІСЛЯАВАРІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ

1.1 Дозовий критерій звільнення території в умовах пролонгovanого післяаварійного опромінення

Даний підрозділ присвячений фундаментальним питанням регулювання пролонгovanого опромінення населення на базі публікації МКРЗ № 82 [1].

1.1.1. Пролонговане опромінення

Члени громадськості (населення) додатково і постійно отримують пролонговане опромінення у багатьох життєвих ситуаціях [2]. Середньорічна доза, пов'язана з тривалим опроміненням, приблизно постійна або її зменшення досить уповільнене впродовж багатьох років. Опромінення населення тимчасової природи не підлягає розгляду у публікації ИКРЗ №82. Також ані професійне, ані медичне опромінення не підпадає під тривале опромінення. Типове пролонговане опромінення формується природними джерелами, як наприклад, космічна радіація і природні ланцюги розпаду радіонуклідів. Деякі штучні джерела можуть також завдати пролонгovanого опромінення, зокрема, довгоіснуючі радіоактивні рештки людської діяльності є загальною його причиною. Має бути відзначено, що радіоактивні рештки можуть містити як природні, так і штучні радіонукліди. В ситуаціях пролонгovanого опромінення може бути важко відділити опромінення, віднесене до штучного компонента, від сформованого за рахунок природного компонента. Крім того, захисні заходи проти штучного компонента можуть впливати на опромінення за рахунок природного компонента і навпаки.

1.1.2. Практика і втручання

Система радіологічного захисту населення заснована на поняттях "практики" і "втручання", повністю придатних до ситуацій пролонгovanого опромінення. Радіоактивні рештки можуть залишитися після закінчення регульованих дій, які збільшують повне опромінення людини. Така діяльність віднесена до практики. Радіоактивні рештки можуть бути створені нерегульованою в минулому діяльністю або подіями. Опромінення від природних джерел і від вже існуючих де-факто радіоактивних решток в ареалі людського проживання може підлягати захисним діям через процес, названий втручанням, який спрямований на зменшення повного опромінення людини.

69

1.1.3. Контрольоване пролонговане опромінення

Багато випадків пролонгovanого опромінення від природних джерел і майже всі випадки пролонгovanого опромінення від радіоактивних решток є контрольованими. Пролонговане опромінення, яке по суті є неконтрольованим (наприклад, опромінення від природного радіонукліда, що відіграє суттєву метаболічну роль в людському організмі), або непридатне до контролювання (наприклад, опромінення від космічної радіації), загалом виключені з контексту правил радіологічного захисту. Джерела контрольованого пролонгovanого опромінення, таким чином, включають деякі природні довгоіснуючі радіонукліди, опромінення від яких умовно контрольоване, і довгоіснуючі радіоактивні рештки. Радіоактивні рештки можуть залишитися в ареалі людського проживання і діяльності і виведення з експлуатації регульованих видів практики і іншої діяльності, яка проводилася або поза межами регулювання або в межах менш суворого регулювання, ніж те, що застосовується сьогодні. Вказані рештки можуть також походити від подій, як,

наприклад, аварії, що призвели до викидів радіонуклідів у навколишнє середовище. Продукти для суспільного споживання, що містять радіоактивні субстанції, можуть також бути причиною пролонгованого опромінення.

1.1.4. Величини

Доречна кількість, що рекомендується публікацією МКРЗ № 82 для оцінювання ситуацій пролонгованого опромінення - це річна ефективна доза. Допоміжна величина - це підсумовування річних доз, викликаних всіма джерелами пролонгованого опромінення, що трапляються в наданому ареалі людського проживання. Ця величина називається *існуючою річною дозою*. Річна доза, яка додана до існуючої щорічної дози в результаті практики, називається *додатковою щорічною дозою*. Річна доза, яка видалена з існуючої річної дози втручанням, називається *відведеною річною дозою*. Якщо треба підкреслити, що це річна доза, якій можна потенційно запобігти майбутнім втручанням, використовується термін "*потенційно відведена річна доза*".

1.1.5. Застосування до практики

Принципи системи радіологічного захисту для практики - це виправдання практики, оптимізація радіологічного захисту щодо будь-якого джерела в межах практики, і обмеження індивідуальних доз, притаманних практиці. Ці принципи слід застосувати проспективно на стадії планування будь-якої практики, зокрема такої, від якої очікується виникнення пролонгованого опромінення, до проекту, діяльності і виведення практики і радіаційних джерел з експлуатації. Перед введенням практики, що формуватиме пролонгване опромінення, є певний рівень існуючої річної дози. Після виведення вказаної практики з експлуатації залишиться деяка додаткова пролонгована річна доза. Принципи придатні до контролю цієї додаткової річної дози і не можуть бути застосовані до існуючої річної дози. За певних умов джерела, що використовуються у виправданій практиці, можуть звільнитися від регуляторних вимог, якщо індивідуальні додаткові річні дози від вказаного джерела є нижчими, ніж 10 мкЗв на рік.

1.1.6. Індивідуальне обмеження дози

Застосування принципів виправдання і оптимізації до практики може ввести індивідуальну несправедливість, урахування якої буде важливим при розгляді пролонгованого опромінення. Несправедливість може бути викликана широким просторовим поширенням пролонгованого опромінення, яке може залучити людей, що не є прямими спадкоємцями практики. Ця несправедливість може також бути віднесена до довготривалого

70

часового утримання пролонгованого опромінення, яке може впливати на майбутні генерації. Хоча публікація МКРЗ № 82 відмічає, що несправедливість між різними генераціями - це ілюзорніше поняття, ніж несправедливість між різними індивідуумами у цей час. Для того, щоб обмежити несправедливість і дозволити пролонгване і швидкоплинне опромінення від багатьох джерел, публікація МКРЗ № 82 рекомендує вживання строгих індивідуальних обмежень дози від пролонгованого опромінення, очікуваного від окремих джерел і від пролонгованого опромінення, передбаченого від усіх видів контрольованої практики. Обмеження опромінення від джерел називається *граничною дозою (dose constraint)*, обмеження опромінення від практики - *лімітом дози*.

Гранична доза. Публікація МКРЗ № 82 повторно підтверджує рекомендацію МКРЗ, що максимальне значення межі дози, яка використовується в оптимізації радіологічного захисту для окремого джерела, має бути меншим, ніж 1 мЗв на рік, і що значення не більше 0,3 мЗв було б прийнятним. У публікації також підкреслено, що потрібно розглянути ситуації опромінення, де може відбуватися комбінація швидкоплинного і пролонгованого опромінення або накопичення через деякий час пролонгованого опромінення від джерела. В цих ситуаціях публікація рекомендує перевірку, що відповідні методи оцінки дози використовуються для гарантування узгодженості із встановленим значенням граничної дози. Оцінка повинна врахувати будь-яку можливу комбінацію і накопичення опромінення.

Якщо в конкретній ситуації така перевірка не вірогідна, публікація вважає за розумне обмежити довготривалий компонент індивідуальної дози від джерела з граничною дозою 0,1 мЗв в будь-якому наданому році протягом тривалості існування джерела.

Ліміти дози. Публікація повторно підтверджує рекомендацію МКРЗ, що суму пролонгованого і швидкоплинного опромінення від всіх регульованих видів практики потрібно обмежити до ліміту дози у 1 мЗв на рік. Публікація також наголошує, що відповідні національні регулятори і міжнародні організації повинні розглядати ситуації, де могло бути накопичення тривалих компонентів опромінення, притаманних для всіх контрольованих видів практики, в результаті акумуляції радіоактивних решток від практики, що продовжується. Метою повинно бути перешкоджання тому, щоб сумарні індивідуальні додаткові річні дози, притаманні для всіх поточних практик і для прогнозованих майбутніх практик, перевищували ліміт дози у 1 мЗв на рік.

1.2. Врахування невизначеностей усереднених радіаційних показників

Формування дози опромінення людини можна визначити як багатofакторний і багатостадійний процес, коли кожний формуючий його компонент підвладний флуктуаціям. В результаті одному набору вхідних параметрів дозоформування відповідає деякий розподіл дози людини. Використання середніх значень доз, особливо наближених або до контрольних рівнів або до лімітів дози, може означати, що значна частина розподілу перевищує заданий рівень.

Прийнятою практикою запобігання такому неврахуванню є застосування концепції граничної дози [3]. Гранична доза - це пов'язане з джерелом опромінення значення індивідуальної дози, що використовується для обмеження діапазону варіантів, які враховуються в процесі оптимізації захисту. Гранична доза застосовується для впевненості в тому, що сукупність доз зовнішнього і внутрішнього опромінення від усіх контрольованих джерел опромінення не перевищує ліміту дози. Чисельно гранична доза може бути встановлена як верхня межа наперед встановленого довірчого інтервалу.

Основною дилемою при розрахунку граничної дози є обґрунтування величини наперед встановленого довірчого інтервалу. З одного боку, ця величина повинна бути достатньо високою для забезпечення необхідного рівня захисту, з іншого - величина встановленого довірчого інтервалу обмежується нелінійно зростаючими матеріальними

71

витратами у міру його підвищення. В цьому випадку за основу обґрунтування наперед встановленого довірчого інтервалу взято схему обґрунтування розрахунку контрольних рівнів (КР) з [4].

В згаданій роботі КР встановлюються, виходячи з 99 % квантилю масиву фактичних даних, що обґрунтовується додатком Д-2000 НРБУ-97 [5], в якому нормується *потенційне* опромінення.

Згідно з табл. 2.1 додатка до Д-2000 НРБУ-97 вводиться референтна ймовірність критичної події. Для опромінення, що не перевищує 50° мЗв на подію, величина референтної ймовірності встановлена на рівні 10^{-2} (1%).

У разі, якщо ймовірність критичної події вища за референтну, то опромінення вважається *поточним*. У протилежному випадку опромінення розглядається як *потенційне*.

Виходячи з того, що основні дозові регламенти направлені на обмеження поточного опромінення, референтна ймовірність для опромінення, що не перевищує 50 мЗв на подію, береться як ймовірний рівень, що розділяє *поточне* і *потенційне* опромінення.

Таким чином, величина ймовірності, що доповнює референтну ймовірність (а саме 99 %), визначена як рівень достатності захисту з точки зору стохастичної природи дозоформуючих чинників.

1.3. Оцінка граничних конверсійних коефіцієнтів для основних факторів дозоформування

В цьому розділі розглянуто усереднені і граничні значення конверсійних коефіцієнтів для факторів формування доз опромінення населення, а саме:

- інгаляційне надходження трансуранових елементів (ТУЕ) як при природному, так і при техногенному пилінні;
- пероральне надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr через продукти харчування;
- зовнішнє опромінення від ^{137}Cs .

1.3.1. Інгаляційне надходження ТУЕ при природному пилінні

На підставі даних про концентрацію в повітрі ^{137}Cs , ^{90}Sr і ТУЕ у двох пунктах мережі постійного спостереження в Чорнобильській зоні відчуження, а саме - м. Чорнобилі і с. Бенівці, були отримані і проаналізовані відповідні часові ряди. Так, на рис. 1 показано коефіцієнт вітрового підйому ^{137}Cs (тобто, концентрація в повітрі нормована на поверхневу щільність забруднення ґрунту), що спостерігався у м. Чорнобилі у 1986 - 2002 роки. Кожна точка ряду є результатом вимірювання радіоактивності аерозолів у повітрі приблизно за двотижневий період часу.

Представлений фактичний ряд апроксимовано сумою двох експонент K_D , результат якої має такий вигляд:

$$K_D = 2.4 \cdot 10^{-7} \cdot \exp(-T/0.6) + 2.3 \cdot 10^{-8} \cdot \exp(-T/15.4), \text{ м}^{-1}, [T] = \text{рік}. \quad (1)$$

Цікавим є порівняння отриманої апроксимації коефіцієнта вітрового підйому K_D з аналогічною величиною K_a з відомої роботи Гусева [12], на яку посилаються багато дослідників:

$$K_a = 1.0 \cdot 10^{-7} \cdot \exp(-T/0.22) + 1.0 \cdot 10^{-8} \cdot \exp(-T/144), \text{ м}^{-1}, [T] = \text{рік}. \quad (2)$$

З порівняння видно, що в цілому апроксимація K_D менша за K_a , причому в першу чергу за рахунок короткочасової компоненти, яка приблизно в 40 разів менша у

72

початковий час. Довгострокова компонента K_D менша ніж в K_a приблизно у чотири рази у початковий час. До того ж, якщо характерний час напівзменшення τ короткострокової компоненти K_D приблизно у три рази вищий за K_a , то τ довгострокової компоненти K_D майже на порядок нижчий за K_a .

Характерний час напівзменшення τ довгострокової компоненти K_D відображає швидкість зменшення λ ($\lambda^0 = 1/\tau$) коефіцієнта вітрового підйому на пізньому етапі аварії. Період напівзменшення значення і швидкість зменшення коефіцієнта вітрового підйому для ^{137}Cs , ^{90}Sr і ТУЕ у двох пунктах спостереження - м. Чорнобилі і с. Бенівці, за 1994-2003 роки представлені у табл. 1.

Таблиця 1 - Зменшення коефіцієнта вітрового підйому у двох пунктах спостереження Чорнобильської зони відчуження - м. Чорнобилі і с. Бенівці, у 1994-2003 роках, за винятком впливу радіоактивного розпаду

Радіонуклід	Період напівзменшення, рік		Швидкість зменшення, $\% \cdot \text{рік}^{-1}$	
	с. Бенівка	м. Чорнобиль	с. Бенівка	м. Чорнобиль
^{137}Cs	18.8	10.5	3.7	6.6
^{90}Sr	2.9	3.8	24	18
^{238}Pu	2.0	2.9	35	24
^{239}Pu	2.2	3.1	32	22

Аналіз швидкості зменшення коефіцієнта вітрового підйому з табл. 1 показує суттєві розбіжності для ^{137}Cs та для ^{90}Sr і ТУЕ. Якщо для ^{137}Cs зменшення K_D становить у середньому $5\% \cdot \text{рік}^{-1}$, то для ^{90}Sr і ТУЕ таке зменшення значно ближче одне до одного і становить 21 і $28\% \cdot \text{рік}^{-1}$ відповідно, тобто у чотири-п'ять разів вище, ніж ^{137}Cs .

На рис. 1 чітко помітні значні сезонні коливання концентрації радіонуклідів у повітрі. Для розділення сезонних коливань від вікових трендів був проведений статистичний аналіз

відносного ходу коефіцієнта вітрового підйому впродовж календарного року за даними спостережень ^{137}Cs , ^{90}Sr і $^{238-240}\text{Pu}$ у 1994 - 2002 роках (рис. 2).

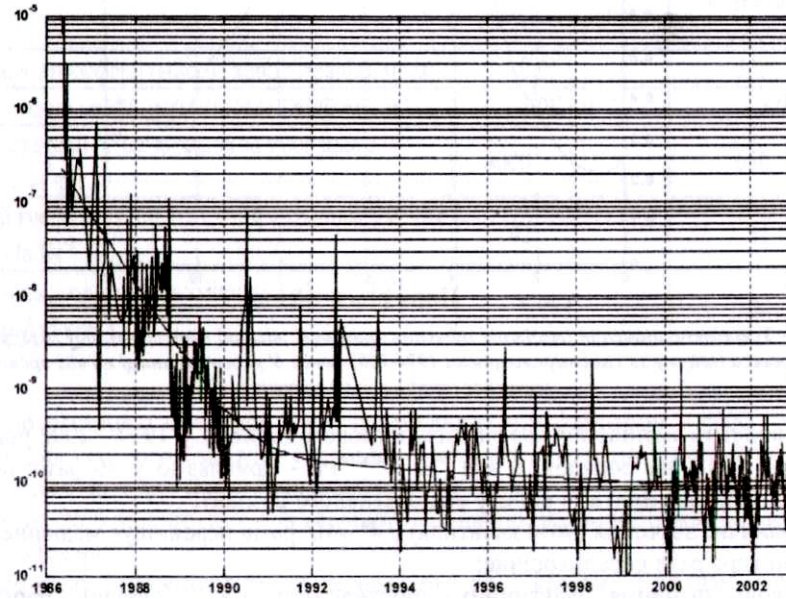


Рис. 1 - Коефіцієнт вітрового підйому ^{137}Cs , що спостерігався у м. Чорнобилі у 1986-2002 роки. Жирною лінією позначено апроксимацію фактичного ряду сумою двох експонент

73

Період з 1994 року розглядався тому, що саме з цього року спостерігається уповільнення швидкості зменшення коефіцієнта вітрового підйому (див рис. 1). На рис. 2, окрім вихідних фактичних даних (точки), наведені результати аналізу у вигляді

усереднених (медіанних впродовж місяця) значень - суцільною лінією, та границі 90% довірчого інтервалу (за розподілом впродовж місяця) - штриховою лінією.

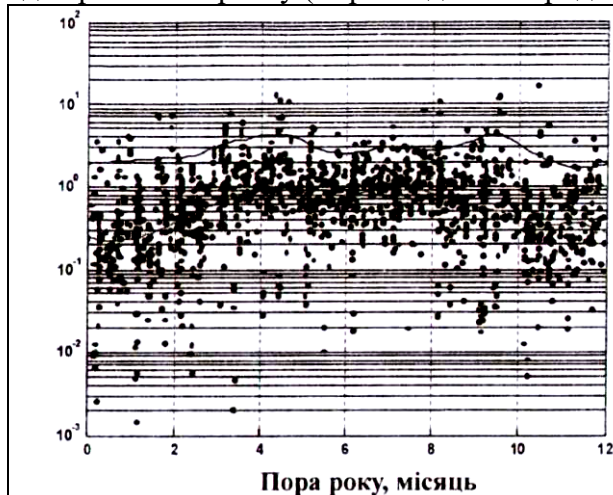


Рис. 2 - Відносний хід коефіцієнта вітрового підйому впродовж календарного року за даними спостережень ^{137}Cs , ^{90}Sr і $^{238-240}\text{Pu}$ у 1994 - 2002 роках. Точками показані експериментальні дані, суцільною лінією - усереднені значення (медіанне значення впродовж місяця), штриховою лінією - границі 90% довірчого інтервалу (за розподілом впродовж місяця)

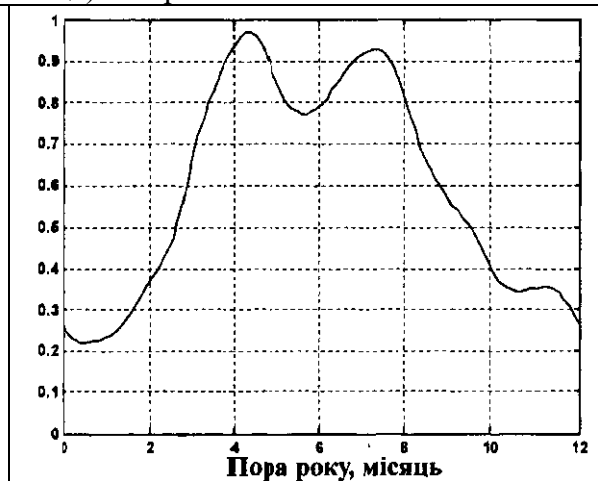


Рис. 3 - Усереднене значення (медіанне значення впродовж місяця) відносного ходу коефіцієнту вітрового підйому за спостереженнями 1994-2002 років. У якості одиниці по вісі ординат виступає середньорічне значення

На рис. 3 окремо виведене усереднене значення (медіанне значення впродовж місяця) відносного ходу коефіцієнта вітрового підйому за спостереженнями 1994-2002 років. Аналіз рисунків 1,2 і 3 дозволяє зробити деякі узагальнюючі висновки, а саме:

- швидкість зменшення коефіцієнта вітрового підйому у 1994-2002 роки досить висока (для ^{137}Cs - на порядок, а для ^{90}Sr і $^{238-240}\text{Pu}$ - приблизно у 40 разів перевищує літературні дані), за винятком впливу радіоактивного розпаду;
- граничне значення (90 % квантиль) у 4^0-10^0 разів перевищує медіанне значення та у два - чотири рази середньорічне;

- пікові значення фактичний спостережень на порядок перевищують середньорічні рівні;

74

- умовний "сезон пиління" на рівні 0,6 (це середина між максимальним і мінімальним значеннями усередненої кривої) припадає на березень-вересень;
- спостерігаються два максимуми пиління: перший у кінці квітня - на початку травня, другий - всередині липня;
- усереднене максимальне значення перевищує усереднене мінімальне (у січні) приблизно у п'ять разів (амплітуда коливань).

1.3.2. Інгаляційне надходження ТУЕ при техногенному пилінні

В цьому підрозділі розглянуті і чисельно порівняні дозоутворюючі властивості двох сценаріїв пиління ТУЕ: природного і техногенного. В табл. 2 наведені вихідні фактори і результати розрахунку дозоутворюючих властивостей вказаних двох сценаріїв.

Перша (основна) різниця полягає у величині запиленості атмосфери. Для першого сценарію (тобто, за відсутності механічних факторів пиління) взято типову "фонову" величину масової концентрації аерозолів у $50 \text{ мкг} \cdot \text{м}^{-3}$ [13]. Протилежним крайнім випадком взяті умови гранично важкого пилового навантаження повітря у $500 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$. Таке навантаження (на чотири порядки вище, ніж "фонове") може спостерігатися певний час при проведенні будівельних або сільськогосподарських робіт. Якщо вважати типовою величиною маси поверхневого шару ґрунту, в якому зосереджені "чорнобильські" радіонукліди, $100 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$ (що відповідає глибині 5-10 см), то еквівалентний коефіцієнт вітрового підйому, який дорівнює відношенню масової концентрації до маси поверхневого шару ґрунту ($100 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$), становитиме $5.0\text{E}-10$ і $5.0\text{E}-6 \text{ м}^{-1}$, відповідно для першого і другого сценаріїв. Коефіцієнт вітрового підйому для сценарію відсутності механічних факторів пиління добре узгоджується з експериментальними результатами (див. множник при довготривалій експоненті у формулі (1).

Таблиця 2 Вихідні фактори і дозоутворюючі властивості природного і техногенного сценаріїв пиління ТУЕ

Фактори і результати розрахунку	Сценарії	
	При відсутності механічних факторів пиління	Робоча атмосфера при інтенсивних роботах
Запилення атмосфери (масова концентрація), $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$	0.05	500
Еквівалентний коефіцієнт вітрового підйому, м^{-1}	$5.0\text{E}-10$	$5.0\text{E}-06$
Середньорічний об'єм дихання за умов цього сценарію, $\text{м}^3 \cdot \text{рік}^{-1}$	4000	650
Дозовий коефіцієнт для інгаляційного надходження ТУЕ, $\text{мкЗв} \cdot \text{Бк}^{-1}$	42	31
Інгаляційна доза в перерахунку на $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ ТУЕ, $\text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$	0.084	100

Другою різницею сценаріїв є час перебування під фактором у 4 000 і 650 годин, відповідно для першого і другого сценаріїв. І, нарешті, третьою відмінністю є дозовий коефіцієнт для інгаляційного надходження ТУЕ: для другого випадку він узятий приблизно на 25 % менше, ніж для першого сценарію, що відображає більший АМАД у другому сценарії.

Врешті-решт інгаляційна три в перерахунку на $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ ТУЕ для двох сценаріїв відрізнятиметься приблизно на три порядки і становитиме 0,084 і 100 $\text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$, відповідно для першого і другого сценаріїв.

75

1.3.3. Пероральне надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr

1.3.3.1. Стохастичний характер формування внутрішнього опромінення при пероральному надходженні з врахуванням раціону на прикладі ТУЕ

Оцінка доз внутрішнього опромінення визначається для сільських жителів, оскільки їх раціон, в основному, складається з продуктів, вироблених у даній місцевості. На відміну від селян, міські жителі споживають продукти харчування з досить широкої території.

Діапазон доз внутрішнього опромінення за рахунок перорального потрапляння до організму зумовлений флуктуаціями різних факторів (раціон харчування та коефіцієнти переходу "грунт-раціон"). У підсумку це призводить до більш або менш широкого розподілу доз населення. Цей розподіл також включає інструментальну (та/або розрахункову) точність застосовуваних методів.

Для усередненої оцінки надходження активності до організму використовується референтний середньорічний добовий раціон дорослої людини, прийнятий у [6] (табл. 3).

На основі референтної дієти генеруються добові споживання за нормальним законом з дисперсією 0,1 для споживання кожного продукту та нормуються на сумарне споживання, яке, в свою чергу, розподілено за нормальним законом з відносною дисперсією 0.1.

Таблиця 3 - Структура референтної середньорічної добової дієти дорослої людини [6]

Продукт	Добове споживання
М'ясо та м'ясні продукти у перерахунку на м'ясо, кг	0,186
Молоко та молочні продукти у перерахунку на молоко, л	1,022
Яйця, шт.	0,745
Риба, кг	0,048
Картопля, кг	0,359
Овочі, кг	0,279
Фрукти, кг	0,129
Хліб, кг	0,386

Для реалізації цього положення маса кожної компоненти референтної дієти помножується на певний коефіцієнт, що визначається за формулою:

$$m'_i = m_i \frac{p_i}{\sum_{i=1}^8 p_i} p, \quad (3)$$

де m_i компонента референтної дієти, m'_i - разове споживання даної компоненти, p_i, p - генератори розподілу компонент дієти та повного споживання з параметрами $M(p)=0; D(p)=0.1$

На підставі існуючих даних [7, 8, 9] генеруються коефіцієнти переходу "грунт-раціон". Оскільки діапазон коефіцієнтів переходу для окремих складових раціону дуже широкий та становить два порядки, то припускалось, що коефіцієнти переходу по кожній складовій розподілені за логнормальним законом. Припускається, що інтервал від середнього значення до максимального дорівнює двом середньоквадратичним відхиленням, що враховується у параметрах логнормального розподілу.

Дані по коефіцієнтах переходу плутонію "грунт-раціон" для складових раціону рослинного походження взяті з [9] (табл. 4.).

Коефіцієнти переходу у рослини розраховані на суху вагу продукту. Дані щодо вмісту сухої ваги у загальній вазі рослин, які використовуються при розрахунку, наведені у табл. 5.

Таблиця 4 - Коефіцієнти переходу плутонію "грунт-раціон" для складових раціону рослинного походження

Продукт	КП, $10^{-6} \text{ (Бк} \cdot \text{кг}^{-1})/(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$		
	Рекомендована величина	Мінімум	Максимум
Зерно	8,6	0,35	420000
Картопля	150	3,8	56000
Морква	4400		
Редис	770		
Цибуля	87		
Капуста	41		
Огірки	90		

Таблиця 5 - Внесок сухої ваги у загальну вагу рослин

Продукт	Суша вага, %
Зерно	86
Картопля	21
Морква	16
Редис	9
Цибуля	11
Капуста	12
Огірки	5

При переведенні коефіцієнтів від розмірності $(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-2})/(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-2})$ до розмірності $(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-2})/(\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2})$ прийнято, що щільність ґрунту $\rho=2 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, а ефективний шар ґрунту, у якому переважно зосереджена радіоактивність, дорівнює 10 см. Отже, 1 м^2 відповідає $2 \cdot 10^4 \cdot 10 \text{ г} = 200 \text{ кг}$ ґрунту. Таким чином, треба існуючі дані по коефіцієнтах переходу поділити на 200.

Оскільки для овочів, за винятком картоплі, відсутня діапазонна оцінка коефіцієнтів переходу по кожному овочу окремо, вводиться експертна оцінка, що відображає відносний внесок того чи іншого овочу в раціон та будується логнормальний розподіл для овочів у цілому. Для цього генерується вибірка, у якій частота зустрічі компоненти визначається значенням експертної оцінки. Значення цієї вибірки служать точками для логнормального розподілу.

Для експертної оцінки використовуються вагові фактори, наведені у табл. 6.

Для складових раціону тваринного походження на основі даних Міжнародного союзу радіоекологів (IUR) здійснюється розрахунок коефіцієнтів переходу з врахуванням механізму транспорту радіонуклідів.

Схема надходження радіонуклідів до організму тварин наведена на рис. 4.

Таблиця 6 - Експертна оцінка внеску окремих овочів в овочеву частину раціону

Продукт	Ваговий фактор
Морква	0,15
Редис	0,15
Цибуля	0,15
Капуста	0,4
Огірки	0,15



Рис. 4 - Схема надходження радіонуклідів до організму тварин

У схемі враховані як радіонукліди, потрапили до організму тварин через рослинну їжу, так і той факт, що тварини вживають з їжею безпосередньо землю, яка складає 4-8% від сухої ваги.

Для розрахунку за варіантом наведеної схеми необхідні дані щодо переходу радіонуклідів з ґрунту в рослинний корм тварин та з корму в тваринний продукт. Для розрахунку за варіантом два використовуються лише дані щодо переходу радіонуклідів з корму в тваринний продукт.

Відкладення плутонію в тваринних продуктах, визначені коефіцієнтами трансформації (діб·кг⁻¹, діб·л⁻¹), наведені у табл. 7.

Таблиця 7 - Коефіцієнти трансформації в тваринний продукт

Продукт	Коефіцієнт трансформації (діб·кг ⁻¹ , діб·л ⁻¹)		
	Рекомендований	Мінімальний	Максимальний
Молоко	1,1e ⁻⁶	3,0e ⁻⁹	3,0e ⁻⁶
Яловичина	1,0e ⁻⁵	2,0e ⁻⁷	2,0e ⁻⁴
Свинина	8,0e ⁻⁵	4,0e ⁻⁶	8,0e ⁻⁵
Яйця	5,0e ⁻⁴	3,0e ⁻⁵	8,0e ⁻³

Ці коефіцієнти визначаються як кількість щоденного надходження радіонукліда, який трансформується в один кілограм тваринного продукту в рівновазі.

Необхідні для розрахунку значення споживання їжі тваринами подані у табл. 8 [9]. Виходячи з раціону харчування тварин, коефіцієнти переходу "ґрунт-організм тварин" мають значення, наведені у табл. 9 [9].

Таблиця 8 - Значення споживання їжі тваринами

Тварини	Споживання, кг·добу ⁻¹	Діапазон, кг·добу ⁻¹
Молочні корови	16,1	10-25
Свині	2,4	2,0-3,0
Кури	0,07	0,05-0,15

78

Таблиця 9 - Коефіцієнти переходу "ґрунт-організм тварин"

Тварини	КП, (Бккг ⁻¹ М Бккг ⁻¹ 1)	Діапазон, (Бк-кг ⁻¹)/(Бк-кг ⁻¹ 1)
Молочні корови	7,5e ⁻⁵	2e ⁻⁶ -2,9e ⁻³
Свині	8,6e ⁻⁶	3,5e ⁻⁷ -4,2e ⁻¹
Кури	8,6e ⁻⁶	3,5e ⁻⁷ -4,2e ⁻¹

При розрахунку внеску м'яса в утворення дози припускається споживання свинини та яловичини у співвідношенні 1:1.

Споживання риби в розрахунках не враховується, оскільки існує лише обмежена група населення, яка споживає рибу з даної місцевості. Також існує складність прив'язки вмісту радіонуклідів у рибі до рівня забруднення ґрунту на даній території. Не враховуються надходження радіонуклідів через відсутність даних по коефіцієнтах переходу.

При розрахунку дози слід також враховувати так званий коефіцієнт кулінарної обробки їжі. Його значення по плутонію при чищенні овочів наведені в табл. 10.

Таблиця 10 - Коефіцієнт кулінарної обробки (ККО) деяких овочів

Продукт	ККО
Морква	0,4
Картопля	0,1-1,0
Буряк	0,45
Пастернак	0,3
Бруква	0,7

Отже, з табл. 10 видно, що значення коефіцієнта кулінарної обробки для овочів 0.5 можна прийняти в середньому.

Згідно з концепцією паспортизації, доза прив'язана до щільності забруднення ґрунтів. Очікувана ефективна доза від α -випромінюючих ізотопів плутонію визначається за формулою:

$$D = \sigma \times DK \times \sum_{i=1}^{365} \sum_{k=1}^N m_{ik} \times K\Gamma_i, \quad (4)$$

де σ - забруднення ґрунту α -випромінюючими ізотопами плутонію; $DK=2.5e^{-7} \cdot 3\text{в} \cdot \text{Бк}^{-1}$ - дозовий коефіцієнт для перорального надходження ^{239}Pu , взятий з [10]; N - кількість компонент у дієті; m_{ik} - маса відповідного продукту; $K\Gamma_{ik}$ - коефіцієнт переходу з ґрунту в продукт. Підсумовування в (4) виконується за випадковою величиною надходження з дієтою протягом року і за всіма складовими дієти.

Розрахунки проведені для двох значень забруднення ґрунту: $\sigma=70 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ - середнє значення по Україні до Чорнобильської катастрофи, та для $\sigma=3700 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ - значення на межі 30-кілометрової зони на цей час.

Для розрахунку було вибрано 15000 історій, що вважається достатнім для відображення загальних статистичних закономірностей розподілу.

В результаті розрахунків отримані розподіли річних доз внутрішнього опромінення при пероральному надходженні для $\sigma=70 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ (рис. 5) та для $\sigma=3700 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ (рис. 6).

79

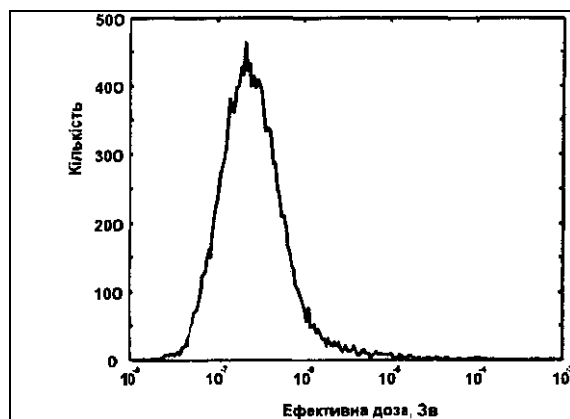


Рис. 5 - Розподіл річних доз внутрішнього опромінення при пероральному

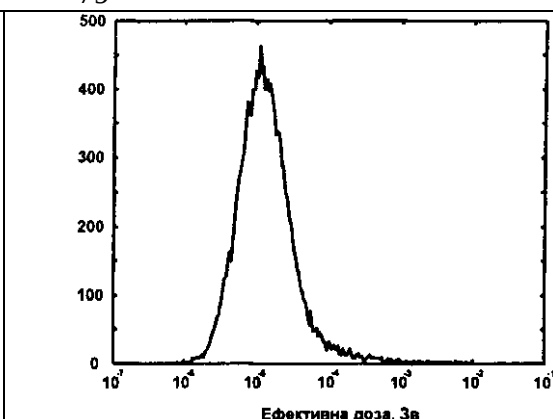


Рис. 6 - Розподіл річних доз внутрішнього опромінення при пероральному

З рис. 5 видно, що середнє значення ефективної дози, виходячи з отриманого розподілу, склало 1,0 мкЗв. Медіанне значення розподілу склало 0,24 мкЗв. Інтервал доз, в який потрапляє 95 % випадків: від $5,5\text{e}^{-2}$ мкЗв до 2,9 мкЗв. Можна зазначити наявність у розподілу хвоста у бік більших значень дози.

З рис. 6 видно, що середнє значення ефективної дози, виходячи з отриманого розподілу, склало 54 мкЗв. Медіанне значення розподілу склало 12,8 мкЗв. Інтервал доз, до якого потрапляє 95 % випадків - від 2,9 до 154 мкЗв. Число випадків перевищення значення дози 1 мЗв склало 82 з 15000, або 0,55%.

За розрахунками отримано величину КП, яка характеризує пероральне надходження ТУЕ до організму людини, приведене до одиниці забрудненості ґрунту. Середньорічне та добове значення КП склали $5,8\text{e}^{-2} \text{ Бк}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$ та $1,6\text{e}^{-4} \text{ Бк}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$, відповідно. Для ТУЕ розраховувалась очікувана ефективна доза від α -випромінюючих ізотопів плутонію від річного надходження з продуктами харчування, Питоме значення цієї дози на одиницю поверхневого забруднення склало $1,5\text{e}^{-8} \text{ Зв}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$. Отримане значення питомої дози порівнювалось із значенням з інструктивно-методичних вказівок за 1996 рік [11]. Наведене у [6] значення річної питомої дози складає $4,0\text{e}^{-9} \text{ Зв}/(\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2})$, що у чотири рази менше значення, отриманого у наших розрахунках. Перевищення границі дози 1 мЗв склало 0,55% для характерного забруднення на межі 30-кілометрової зони. Для середнього забруднення ґрунту по Україні до Чорнобильської катастрофи (внаслідок глобальних випадінь) перевищення границі дози у розрахунках не виявлено.

1.3.3.2. Специфічність формування внутрішнього опромінення у зоні відчуження

Протягом останніх років накопичуються свідчення, що демонструють відмінні (як правило, вищі) коефіцієнти накопичення радіонуклідів рослинами, ніж ті, які використовуються в офіційних дозових розрахунках стосовно населення, насамперед [16, 18].

Як приклад, наведений випадок підвищеного вмісту ^{137}Cs у організмі жителів зони безумовного (обов'язкового) відселення (с. Рагівка Поліського району).

В табл. 11 наведені дані щодо вмісту в організмі ^{137}Cs працівників ДСВКЛП "Чорнобильліс" за даними вимірювання на ЛВЛ під час щорічного медичного огляду. Привертають увагу відносно високі рівні вмісту: так, медіана всіх наявних вимірювань за п'ять років трьох мешканців с. Рагівка склала 36 кБк. З іншого боку, дані про забруднення ^{137}Cs території поблизу с. Рагівка Поліського району станом на 1992 рік за даними

80

дозиметричної паспортизації представлені на рис. 7. Таким чином, отримано фактично вихідні дані для тестування методики дозиметричної паспортизації НЦРМ-98 в умовах зони відчуження.

Порівняльний приклад застосування методики дозиметричної паспортизації НЦРМ-98 в умовах зони відчуження наведений у табл. 12, з якої видно, що агрегований коефіцієнт накопичення, отриманий за результатами вимірювання вмісту ^{137}Cs в організмі трьох жителів с. Рагівка, приблизно у 30 разів перевищує паспортні значення з методики НЦРМ-98.

Таблиця 11 – Вміст в організмі працівників ДСВКЛП «Чорнобильліс» ^{137}Cs за даними вимірювання на ЛВЛ, кБк

Рік	Працівники		
	№ 1	№ 2	№ 3
2000	11	29	-
2001	144	82	-
2002	36	93	-
2003	6	4	-
2004	-	-	87
Медіана	36		

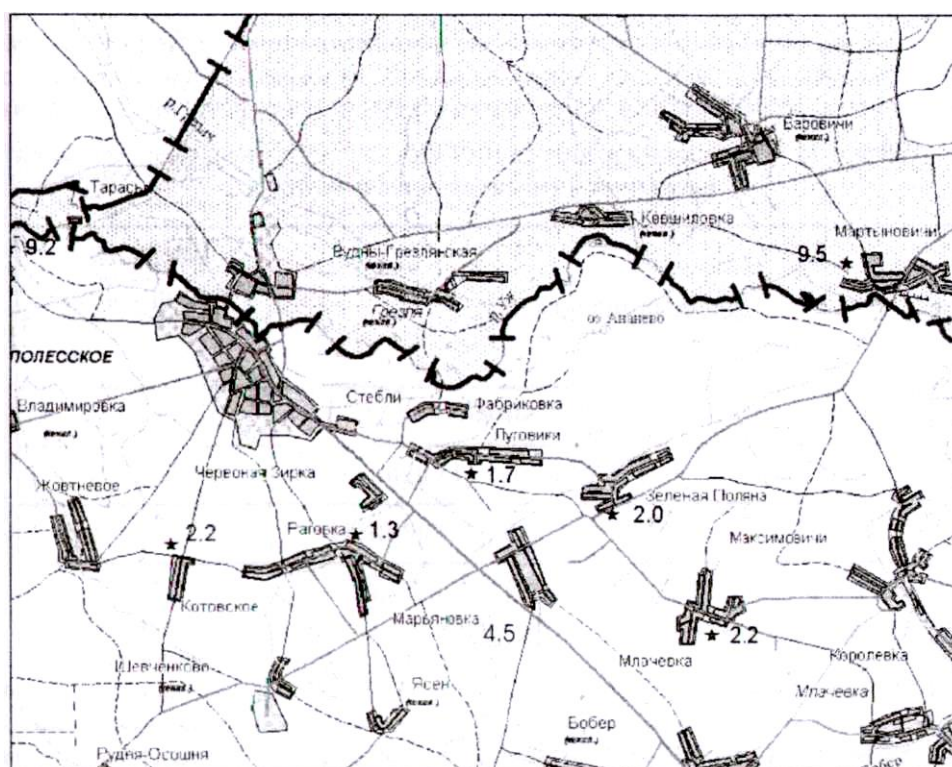


Рис. 7 - Карта забруднення ^{137}Cs території поблизу села Рагівка Поліського району станом на 1992 рік за даними дозиметричної паспортизації. Числові значення наведено в $\text{Кі}\cdot\text{км}^{-2}$

81

Таблиця 12 -

Порівняльні розрахунки агрегованого коефіцієнта накопичення за методикою НЦРМ-98 і за результатами вимірювання вмісту ^{137}Cs в організмі трьох жителів с. Рагівка

НЦРМ-98		За вимірюваннями на ЛВЛ	
Дозовий конверсійний коефіцієнт для внутрішньої дози від ^{137}Cs (НЦРМ-98), $\text{мкЗв}/(\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2})$	0,7	Вміст в організмі ^{137}Cs трьох жителів с. Рагівка, кБк	36
Забруднення ґрунту ^{137}Cs , $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$	74	Маса тіла, кг	70
Дозовий коефіцієнт (МКРЗ-67), $\text{Зв}\cdot\text{Бк}^{-1}$	1,3Е-08	Концентрація ^{137}Cs в організмі, $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$	0,5
Річна доза, мкЗв	52	Маса забрудненого шару ґрунту, $\text{кг}\cdot\text{м}^{-2}$	150
Відношення хронічне надходження / вміст ^{137}Cs	3.3	Концентрації ^{137}Cs забрудненого шару ґрунту, $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$	0.5
Річне надходження ^{137}Cs , кБк	4	Річна маса споживаних продуктів харчування, $\text{кг}\cdot\text{рік}^{-1}$	365
Вміст ^{137}Cs , кБк	1.2	Концентрація ^{137}Cs у продуктах харчування, $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$	0,3
Концентрація ^{137}Cs у продуктах харчування, $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$	0,011	Коефіцієнт накопичення	0,7
Коефіцієнт накопичення	0,022		

Зрозуміло, що ці три жителі склали критичну групу населення, але потрібні достовірніші дані для вироблення стійкіших (в статистичному відношенні) висновків, Зокрема, для продовження обговорення цього питання в табл. 13 наведені порівняння різних даних і моделей внутрішнього опромінення населення в обставинах зони відчуження. Загалом можна стверджувати, що коефіцієнти накопичення радіонуклідів в організмі людини у зоні відчуження приблизно на порядок вищі порівняно зі значеннями, які розраховуються за методикою НЦРМ-98 для решти жителів України.

Таблиця 13 - Порівняння різних даних і моделей внутрішнього опромінення населення в умовах зони відчуження

Джерела інформації	Коефіцієнт накопичення	
	^{137}Cs	^{90}Sr
За вимірюваннями на ЛВЛ трьох жителів с. Рагівка	0,7	-
Злакові види травостою (Подольак А.Г. та інші, 2000)	0,3	1,1
Дані ДСНВП "Екоцентр" на 2003 рік (рослинність)	0,2	0,5
Оцінка коефіцієнта накопичення для границі між зонами безумовного відселення ($E > 5$ мЗв) і гарантованого добровільного відселення ($E \leq 5$ мЗв)	0,2	0,4
Зона відчуження (Repin, et al. RPD, Vol. 79, Nos 1-4, pp. 183-186, 1998) (дієта)	0,09	0,1
Методжа НЦРМ-98 на 2003 рік (дієта)	0,02	0,04

82

1.3.3.3. Динаміка коефіцієнтів накопичення

Важливим фактором прогнозування радіаційної ситуації є динаміка коефіцієнтів накопичення в рослинність і, зрештою, у дієту людини.

Такого роду динаміка закладена у методику дозиметричної паспортизації у біекспоненціальному вигляді (згідно з формулою 4.5 [16]) через єдиний для всіх територій множник f_m :

$$f_m(t) = 0.9 \exp(-t/4.2) + 0.1 \exp(-t/22), \quad [t]^0 = \text{рік}. \quad (5)$$

Як зрозуміло з формули, через майже 20 років, що спливли після аварії, повинна працювати друга довготривала складова ($f_m(18)^0 = 1.2\% + 4.4\%$).

Водночас у роботі [14] Ленінградського інституту радіаційної гігієни (ЛІРГ) наведені дані про коефіцієнт переходу (КП) ^{137}Cs у природні трави, картоплю, ягоди, м'ясо, молоко тощо. Дані стосуються Ханті-Мансійського автономного округу (ХМАО, Росія), де Чорнобильські випадіння відсутні: місцеве забруднення ^{137}Cs викликане глобальними випадіннями після випробування ядерної зброї у 50-60 роках ХХ сторіччя. Слід зауважити, що у ХМАО домінують ті самі типи ґрунту, що і в Брянській області Росії або в Поліссі України.

На рис. 8, як приклад, наведено динаміку КП ^{137}Cs в природні трави, що ростуть в ХМАО. Як видно з рисунка, приблизно за 10 років КП виходить на поличку, стабільність якої підтверджується майже 30 роками спостережень для двох важливих класів ґрунтів: піщаного і суглинистого та чорнозему. Аналогічна картина відмічається і для інших КП.

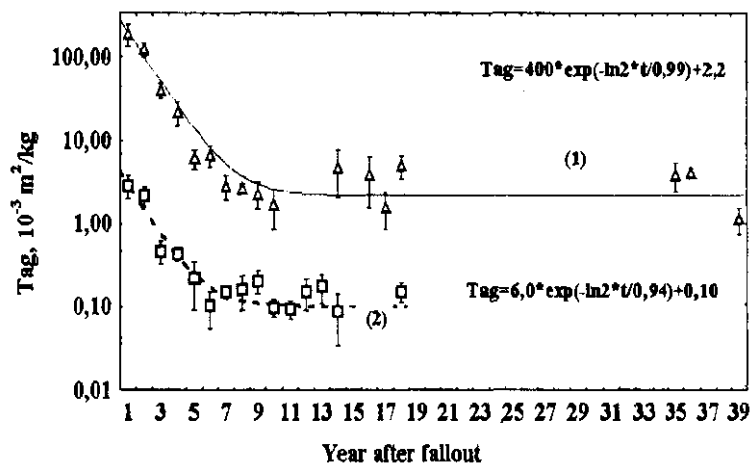


Рис. 8 - Динаміка коефіцієнта переходу ^{137}Cs в природні трави, що ростуть в Ханті-Мансійському автономному окрузі (Росія): 1 - піщаний і суглинистий ґрунт, 2 - чорнозем

Порівняння динаміки КП ^{137}Cs для "застарілих" (понад 10-15 років) випадків, взятих з [16] і [14], демонструє суттєву відмінність. У той час, коли методика НЦРМ-98 дає швидкість зменшення довготривалої компоненти у КП в 4.4% на рік, дані ЛІРГ не показують взагалі будь-якого зменшення за 30 років (якщо гіпотетично застосувати швидкість зменшення, запропоновану в НЦРМ-98, то за 30 років КП зменшився б на 3/4). Пояснити таку розбіжність можна тим, що для побудови моделі використовувались дані переходу в молоко (у Рівненській, Житомирській і Київській областях) за 1987-1996 роки [16]. Цього терміну явно недостатньо для повноцінного аналізу довготривалої складової КП.

83

1.3.4. Зовнішнє опромінення від ^{137}Cs

Вимірювання еквівалентної дози зовнішнього опромінення проводились за допомогою японських люмінесцентних скляних дозиметрів Toshiba GD-400 [19]. Це інтегруючі лічильники дози зовнішнього рентгенівського, γ -, β -опромінення, принцип дії яких базується на радіофотолюмінесценції (РФЛ) активованого сріблом фосфатного скла, у якого під дією ультрафіолетового світла виникає люмінесценція в оранжевому діапазоні спектра. Викликаний опроміненням центр РФЛ не зникає в результаті зчитування, що дозволяє проводити багаторазові вимірювання.

В рамках міжнародного співробітництва у 1995-98 роках [15] мешканці забруднених територій отримували на термін від одного до трьох місяців по три дозиметри Toshiba. Один з дозиметрів розміщувався на тілі мешканця, другий - в будинку, третій - на подвір'ї. Після зчитування показників дозиметрів були отримані індивідуальні дози зовнішнього опромінення E_{IND} , дози в будинку E_{HOME} та надвірні дози E_{YARD} .

На підставі цих даних, а також наявних даних щодо щільності поверхневого забруднення території досліджуваних населених пунктів ^{137}Cs S(^{137}Cs), були побудовані та лінійно апроксимовані залежності E_{IND} (S), E_{HOME} (S) та E_{YARD} (S), внаслідок чого були визначені залежність потужності індивідуальної дози від щільності забруднення території ^{137}Cs та внесок у індивідуальну дозу від джерел нечорнобильського походження (природного фону), розраховано коефіцієнт екранування, що визначається як відношення надвірної дози до дози в будинку (E_{YARD}/E_{HOME}), та коефіцієнт режимної поведінки, що визначається як відношення індивідуальної дози до надвірної (E_{IND}/E_{YARD}).

1.3.4.1. Експериментальні результати

Загалом в дослідженнях 1997-1998 років, за результатами яких зроблено розрахунки, взяло участь 273 мешканці з 23 населених пунктів. Мінімальне значення індивідуальної дози зовнішнього опромінення в перерахунку на рік дорівнює $603^\circ \text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, максимальне - $18321^\circ \text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$ (с. Рагівка, 2058°мкЗв за 41 день експозиції). Мінімальна доза на подвір'ї в перерахунку на рік склала $678^\circ \text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$, а максимальна - $7706 \text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

На рис. 9 наведені розподіли індивідуальних, домашніх та надвірних доз зовнішнього опромінення залежно від щільності поверхневого забруднення ^{137}Cs , а на рис. 10 - результати їх лінійної апроксимації. Особливість лінійної зваженої апроксимації полягає у використанні вагових множників, які враховують кількість мешканців у кожному окремому населеному пункті. На рис. 11 наведено розподіл відношення виміряних доз до апроксимації, з якого визначається коефіцієнт запасу (99 % квантиль відношення виміряної дози до апроксимації). Ця величина відображає факт проживання людей на нерівномірно забрудненій території, її використання обґрунтовується додатком Д-2000 НРБУ-97, в якому нормується

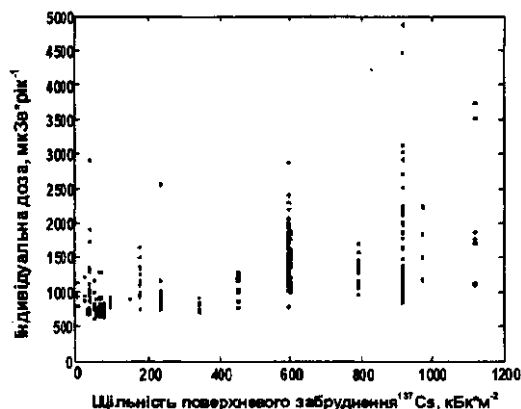


Рис. 9 - Розподіл індивідуальних доз залежно від щільності поверхневого забруднення ^{137}Cs

84

потенційне опромінення. Згідно з міжнародними стандартами (BSS-115), коефіцієнт запасу буде використовуватися в подальшому для оцінки індивідуальної граничної дози населення. Отримане в цій роботі значення коефіцієнту запасу становить 3.1 (див. рис. 11).

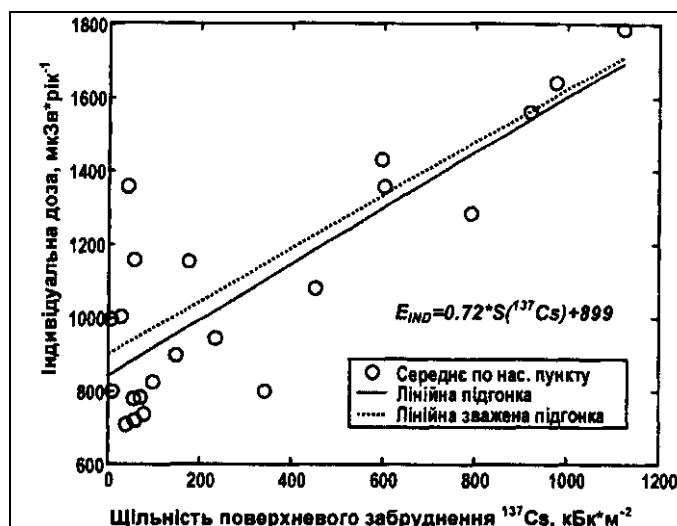


Рис. 10 - Результат апроксимації наявних даних - індивідуальних доз та щільності поверхневого забруднення ^{137}Cs

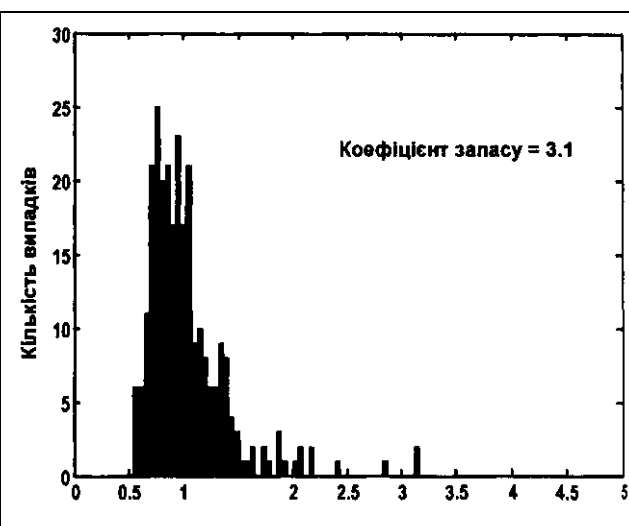


Рис. 11 - Відношення вимірених індивідуальних доз до апроксимації

1.3.4.2. Динаміка потужності гамма-доз

Важливим чинником формування доз населення на далеку перспективу є динаміка потужності гамма-доз з часом. Зрозуміло, що радіоактивний розпад ^{137}Cs проходить за експоненційним законом, тому його врахування елементарне. Цікавішим є чисельне врахування інших процесів, які призводять, як правило, до зменшення потужності дози з часом і які залишаються поза "дужками" радіоактивного розпаду. Такі процеси називають іноді процесами "самоочищення", "вертикального заглиблення", "самозахоронення". З назви зрозуміло, про що йдеться, але самі процеси тут не є предметом обговорення.

85

Як приклад можна розглянути модель Голікова, що цитується у [17]. Згідно з цією моделлю швидкість зменшення потужності дози зовнішнього опромінення від ^{137}Cs чорнобильських випадів у регіоні Новозибкова (Брянська область, Росія) на цілих землях у 1991-2000 роках становила приблизно $10\% \cdot \text{рік}^{-1}$, включаючи радіоактивний розпад. Після відрахування впливу радіоактивного розпаду, швидкість зменшення потужності дози зовнішнього опромінення на одиницю щільності поверхневого забруднення ^{137}Cs становитиме близько $8\% \cdot \text{рік}^{-1}$. Саме ця величина повинна бути пояснена вертикальним заглибленням ^{137}Cs у ґрунт.

Іншим типовим і доречним прикладом відображення таких процесів можна вважати НЦРМ-98 [16], де наведено фактор ослаблення $R(T)$ потужності еквівалентної дози (ПЕД) від ^{134}Cs і ^{137}Cs за рахунок заглиблення у ґрунт:

$$R(T) = 0.184\exp(-1.44T) + 0.654\exp(-0.0424T), [T] = \text{рік}. \quad (6)$$

Як видно з формули (6), фактор ослаблення описано сумою двох експонент з часом напівзменшення 0,5 і 16,2 років. Через декілька років після аварії фактор ослаблення у виразі (6) буде визначатися виключно другою складовою (16,2 років). Такий час напівзменшення веде до зменшення ЕЕД на 4,1 % щороку. Можна зазначити, що така величина більш-менш кореспондується з її значенням, отриманим для регіону Новозибкова за вищевказаними даними [17].

Якщо взяти таку швидкість ($4.1 \% \cdot \text{рік}^{-1}$) за період з 1997 до 2003 року, то зменшення ПЕД за цей період досягне величини приблизно 22 %. Саме за цей період часу (1997-2003 роки) на рис. 12 показаний хід усередненої (за місячний інтервал) потужності експозиційної дози (ПЕД) у двох точках АСКРС Чорнобильської зони відчуження: м. Чорнобиль і с. Бенівка. Представлені дані відображені з компенсацією радіоактивного розпаду ^{137}Cs . Враховуючи сезонні коливання ПЕД, пов'язані, в першу чергу, з атмосферними опадами (дощ, сніг), шестирічні спостереження показують напрочуд високу стабільність (показники по Бенівці навіть демонструють певне збільшення компенсованого ПЕД).

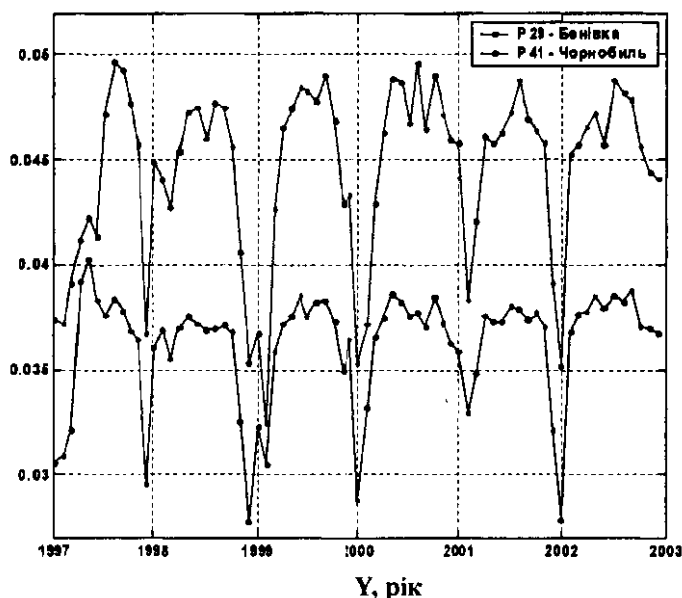


Рис. 12 - Усереднена за місяць потужність експозиційної дози у точках АСКРС Чорнобильської зони відчуження за 1997-2003 роки

Таким чином, на основі аналізу динаміки потужності гамма-дози на пізньому етапі аварії на Чорнобильській АЕС можна зробити попередній висновок, що фактичні дані ПЕД

(по двох точках АСКРС) не підтверджують теоретичні прогнози щодо швидкості зменшення потужності дози зовнішнього опромінення протягом 1997-2003 років. І хоча цей важливий висновок потребує подальшої перевірки і вивчення, вже нині він може дати підстави для перегляду використовуваної в [16, 17] моделі з динаміки вертикального заглиблення ^{137}Cs на цілих землях у Поліському регіоні.

1.3.4.3. Висновки до підрозділу

В результаті була визначена залежність потужності індивідуальної дози від щільності забруднення ^{137}Cs , що становить $0,7 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$ і узгоджується з літературними джерелами [18], а також внесок у індивідуальну дозу від джерел нечорнобильського походження - природного фону, що складає $0,9 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Факт проживання людей на нерівномірно забрудненій території відображений у коефіцієнті запасу. Отримане значення коефіцієнта запасу для території зони відчуження становить 3.1.

За наявності трьох видів вимірювань дози був визначений коефіцієнт екранування для осель, де проживають саомоселенці, що становить 4,8, а також коефіцієнт режимної поведінки, що становить 0,39.

Порівняльний аналіз фактичних даних (по двох точках АСКРС) і теоретичного прогнозу (НЦРМ-98) не дають підстав для підтвердження останнього (не підтверджена швидкість (4,1 % на рік) зменшення потужності дози зовнішнього опромінення у період 1997-2003 роки за рахунок процесів заглиблення). Це важливе питання потребує подальшої перевірки і вивчення.

1.3.5. Сумарний конверсійний коефіцієнт переходу від поверхневої щільності забруднення ґрунту до граничної дози

Підсумком цього розділу є побудова сумарного конверсійного коефіцієнта переходу від поверхневої щільності забруднення ґрунту до граничної дози. Сумарний конверсійний коефіцієнт визначається за всіма вищевказаними факторами, а саме: інгаляційне надходження ТУЕ як при природному так і при техногенному пилоутворенні, пероральне надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr через продукти харчування та зовнішнє опромінення від ^{137}Cs , так:

$$K = w \cdot e \cdot k_z \quad (7)$$

де e - узагальнений конверсійний дозовий коефіцієнт для заданого фактора, $\text{мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$;

k_z - коефіцієнт запасу, комбінований для деяких факторів з поправочним коефіцієнтом;

w - ваговий множник, що фактично відображає внесок в сумарну активність "чорнобильської" радіонуклідної суміші пізнього етапу аварії.

В табл. 14 наведена схема побудови сумарного конверсійного коефіцієнту переходу від поверхневої щільності забруднення ґрунту до граничної дози для території Чорнобильської зони відчуження. Коефіцієнт запасу для інгаляційного надходження ТУЕ при природному пилоутворенні і зовнішньому опроміненні від ^{137}Cs взятий прямо з вищенаведеного матеріалу. Для випадків перорального надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr застосовано комбінацію коефіцієнта запасу і поправочного коефіцієнта приблизно у рівних внесках ($10^{\circ} = 3.2^{\wedge}2$). Інгаляційному надходженню ТУЕ при техногенному пилінні приписано одиничний коефіцієнт запасу з огляду на достатньо консервативний прийнятий сценарій. Врешті-решт отриманий сумарний коефіцієнт переходу до граничної дози складає $12.9 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1} / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$.

Таблиця 14 - Схема побудови сумарного конверсійного коефіцієнта переходу від поверхневої щільності забруднення ґрунту до граничної дози для території Чорнобильської зони відчуження

Фактор формування опромінення	Узагальнений конверсійний дозовий коефіцієнт, ϵ , мкЗв·рік ⁻¹ /(кБк·м ⁻²)	Коефіцієнт запасу або поправочний коефіцієнт k_z	Конверсійний коефіцієнт переходу до граничної дози, $\epsilon = k_z \cdot \epsilon$, мкЗв·рік ⁻¹ /(кБк·м ⁻²)	Ваговий множник, W	$\epsilon \cdot W$
Інгаляційне надходження ТУЕ при природному пилінні	0,084	10	0,84	0,01	0,008
Інгаляційне надходження ТУЕ при техногенному пилінні	100	1	100	0,01	1
Пероральне надходження ¹³⁷ Cs	0,5	10	5	0,70	3,5
Пероральне надходження ⁹⁰ Sr	2,3	10	23	0,30	6,9
Зовнішнє опромінення від ¹³⁷ Cs	0,7	3	2,1	0,70	1,5
Сумарний коефіцієнт переходу до граничної дози, мкЗв·рік ⁻¹ /(кБк·м ⁻²)					12,9

1.4. Узагальнений критерій звільнення території зони відчуження за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту

Узагальнений критерій звільнення території зони відчуження за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту можна визначити через відношення рекомендованого МКРЗ [1] рівня звільнення для ситуації після аварійного пролонгованого опромінення критичної групи населення у дозовому вираженні (0,3 мЗв·рік⁻¹) до сумарного коефіцієнта переходу від поверхневої щільності забруднення ґрунту до граничної дози для території Чорнобильської зони відчуження (12,9 мкЗв·рік⁻¹/(кБк·м⁻²)). Таким чином, величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту, що забезпечуватиме повне звільнення від регулюючого контролю, становитиме 23,3 кБк·м⁻².

Для завершення роботи з обґрунтування критерію звільнення території за умови пролонгованого післяаварійного опромінення, потрібно провести додаткові розрахунки щодо ретельнішої верифікації схеми побудови сумарного конверсійного коефіцієнта згідно з табл. 14, а також динаміки цього коефіцієнта і відповідних площ територій, які не відповідають цьому критерію. Також необхідно розробити і запровадити атестовану методику моніторингу відповідності території встановленим критеріям реабілітації.

Література

1. International Commission on Radiological Protection, Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure. Publication No. 82, Pergamon Press, Oxford, New York (2000).
2. A. J. Gonzalez. Decision-Making about Chronic Radiation Exposure to the Public: New Recommendations from the ICRP. Proc. of 10th International Congress of the International Radiation Protection Association, Hiroshima, Japan, May 14-19, 2000. IRPA-10, PS-2-1.
3. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения. Серия изданий по безопасности № 115 (BSS-115). МАГАТЭ, Вена, 1997, 183 с.
4. Методичні рекомендації з встановлення контрольних рівнів на підприємствах зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. Під наук. кер. докт. біол. наук. О.О.Бондаренко, Чорнобиль, 2004.
5. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97Щ-2000). - Київ: МОЗ України, 2000. - 84 с.

6. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у продуктах харчування та питній воді / МОЗ України, наказ № 255 від 19.08.1998.

7. Поведение трансплутониевых элементов в окружающей среде / Ф.И.Павлоцкая, Ю.Н. Пospelов, Б.Ф. Мясоедов и др. // Радиохимия, - 1991.- №3.. с. 112-118.

8. Разработка критериев реабилитации территории зоны отчуждения на основе изучения формирования доз облучения самоселов и персонала от ТУЭ и ^{90}Sr : Отчет о НИР / Научно-исследовательский институт радиационной защиты (НИИ РЗ) АТН Украины; Руководитель - В.С. Репин.- № 10/96 от 1 апреля 1996 г.- Киев, 1996,- 86 с.

9. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments / IAEA. Tech. Reports series No. 364,- Vienna.IAEA, 1994,- 74 p.

10. ICRP Publication 67. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part2. Ingestion Dose Coefficients //Annals of the ICRP.- 1993.- V. 23, №3/4,- 167 p.

11. Радиационно-дозиметрическая паспортизация населенных пунктов территории Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии ЧАЭС, включая тиреодозиметрическую паспортизацию: Инструктивно-методические указания, - Киев, 1996. - 74 с.

12. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник - 2-е изд. перераб. и доп.- М.: Энергоатомиздат, 1991.- 256 с.

13. C.N.Davies. Air Filtration. Academic Press, London, 1973, 171 p.

14. Bruk G. Ya., Shutov V.N., Balonov M.I., Basaleyava L.N. and Kislov M. V. Dynamics of ^{137}Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident. Radiation Protection Dosimetry, 76, (1998) 169-178.

15. T. Ueno, T. Matsunaga, H. Amano, Y. Tkachenko, A. Kovalyov, A. Sukhoruchkin, V. Derevets. Environmental monitoring data around the Chernobyl nuclear power plant used in the cooperative research project between JAERI and ChesCIR (Ukraine) (Cooperative research), January 2003.

16. Реконструкция и прогноз доз облучения населения, проживающего на территориях Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии ЧАЭС. (Инструктивно-методические указания) НЦРМ АМН Украины. Рук. проф., д.ф.- м.н. И.А. Лихтарев. К., 1998.

17. H.Yonehara, S.K.Sahoo, K.Kurotaki, M.Uchiyama, V.P.Ramzaev, N.Barishkov, A.Mishin, A.Barkovski. Dose Estimates from Protracted External Exposure of Inhabitants Living in Contaminated Area of Russia after The Chernobyl Accident. Proc. of 10th Intern. Congress of IRPA "Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem" held on May 14-19, 2000 at Hiroshima, Japan. IRPA CD-ROM issue, 2000, ref. No. P-1 1-259.

18. Радіаційно дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії ЧАЭС, включаючи тиреодозиметричну паспортизацію. (Інструктивно-методичні вказівки) НЦРМ АМН України. Кер. проф., д.ф.-м.н. І.А. Ліхтарьов. К., 1996.

19. Инструкция по эксплуатации TOSHIBA GLASS CO. 0548-32-1212, P.74.

УДК 551.4:5513+556.388638.14.39514.15:546.96.502.55:621.039.7

О.А.Бондаренко, П.Б.Арясов, С.Ю.Медведев, Д.В.Мельничук

КРИТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ПЕРСОНАЛА ОБЪЕКТА "УКРЫТИЕ"

Научно-исследовательский институт радиационной защиты

Ключевые слова: радиационная защита, дозы внутреннего облучения, Объект "Укрытие", средства индивидуальной защиты органов дыхания (СИЗОД)

Цель: Определение критических факторов формирования доз внутреннего облучения персонала объекта "Укрытие" (ОУ).

Материалы и методы: Проведены: отборы аэрозолей с помощью импакторов, эксперименты по определению эффективности фильтрующих материалов СИЗОД. С помощью расчетных методов проведена интерпретация импакторных измерений, выполнена оценка доз внутреннего облучения при ингаляционном поступлении, а также расчет эффективности фильтрующего материала.

Результаты: Представлены обобщенные результаты распределения активности по аэродинамическому диаметру аэрозолей в ОУ на основании 50 импакторных измерений. Проведен анализ литературных данных других исследователей по данному аспекту. Показано, что вклад субмикронной фракции в суммарную активность для условий ОУ составляет в среднем около 30%. Наряду с анализом литературных данных разработчиков основного СИЗОД на ОУ - "Лепесток-200" представлены экспериментальные и расчетные результаты характеристик фильтрующего элемента данного СИЗОД - ткани ФПП-15-1,5. Проведена радиационно-гигиеническая оценка субмикронных аэрозолей ОУ.

Выводы: Вклад субмикронных аэрозолей в суммарную активность воздуха в отсутствие интенсивных работ для ОУ составляет в среднем 30%. Субмикронная компонента трансурановых аэрозолей является критическим фактором формирования, а также критическим звеном контроля внутреннего облучения персонала в условиях ОУ. Технические условия тестирования СИЗОД "Лепесток-200" не соответствуют условиям эксплуатации на ОУ по двум основным: параметрам - размеру аэрозолей и скорости воздушного потока, что приводит к более низкой эффективности фильтрации ткани ФПП по сравнению с паспортными значениями.

Полнота анализа и ранжирование дозоформирующих факторов позволяют проводить оптимизацию радиационной защиты персонала, направляя усилия и ресурсы на наиболее критические участки. Согласно Нормам радиационной безопасности Украины (НРБУ-97) [10], в условиях практической деятельности, при контроле внутреннего облучения регламентируется единственный путь поступления радионуклидов в организм человека - ингаляционный. В настоящей работе представлен анализ основных факторов, определяющих дозы внутреннего облучения персонала в условиях объекта "Укрытие" (ОУ) при ингаляционном поступлении. Анализ проведен в следующих взаимоувязанных аспектах: распределение активности аэрозолей по аэродинамическому диаметру (АД), некоторые эксплуатационные характеристики средств индивидуальной защиты органов дыхания (СИЗОД) и радиационно-гигиеническая оценка аэрозольного фактора.

90

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

1.1. Исследования дисперсного состава аэрозолей ОУ

С целью изучения дисперсного состава аэрозолей ОУ за период с 1999 по 2001 год было проведено более 50 импакторных пробоотборов в различных помещениях внутри ОУ. Пробоотборы проводились с применением двух комплектов импакторного оборудования фирмы Graseby на базе пятикаскадной модели SA-235. Уровни отсечки по АД данной модели импактора для скорости прокачки 40 CFM (кубических футов в минуту) составляют, начиная от первого каскада, соответственно, 7,2 3,0 1,5 0,95 и 0,49 мкм. Пробы отбирались на специальные волокнистые подложки, изготовленные из целлюлозы или стекловолокна. Для завершающего сбора аэрозолей с размерами ниже уровня отсечки пятого каскада (0,49 мкм) использовался окончательный фильтр типа FP-5211, изготовленный из 100% боросиликатного стекловолокна. Согласно паспортным данным этот фильтр характеризуется коэффициентом удержания 99,994% (по DOP диоктилфталат). Таким образом, окончательный фильтр формирует шестой диапазон импактора по АД.

Во всех полученных пробах было измерено содержание ^{137}Cs . В отдельных пакетах был проведен полный анализ по всем дозоформирующим радионуклидам смеси ОУ: ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Было получено более 70 распределений активности аэрозолей ОУ по АД. Анализируемые пробы были отобраны в следующих помещениях ОУ: 515/3, 406, 347, 318/2, 254/5, 265, 261/5, 207/5 и 207/4. Полученные результаты опубликованы или представлены в [18 - 2].

Усредненное по всем проведенным измерениям распределение активности аэрозолей по АД в ОУ представлено в *табл. 1*. Полученные распределения аэрозолей были проанализированы рядом методов, рассмотренных в [18]. Хотя вклад различных компонент аэрозолей по АД колеблется в широких пределах, в большинстве полученных распределений вклад субмикронной компоненты достигал 40% и выше. В то же время, наряду с наблюдаемым значительным эксцессом субмикронной компоненты, имели место случаи, когда вклад субмикронной компоненты не превышал 10%.

Таблица 1 - Референтный дисперсный состав аэрозолей ОУ

Диапазон АД, мкм	Доля активности аэрозолей по АД, %
Менее 0,49	33
От 0,49 до 0,95	11
От 0,95 до 1,5	12
От 1,5 до 3,0	13
От 3,0 до 7,2	13
Более 7,2	18

1.2. Сравнение экспериментальных результатов

Так как интерпретация результатов исследований аэрозолей всегда сопряжена со значительными неопределенностями, то при этом важную роль играет сравнительный анализ независимых наблюдений. Был проведен сравнительный анализ импакторных измерений, проведенных внутри ОУ [18] и на чешской атомной станции в Дуковане [21]. Важно отметить, что исследование дисперсного состава аэрозолей на чешской атомной станции в Дуковане проводилось с использованием аналогичного импакторного оборудования (каскадного импактора SA-236) при тех же параметрах пробоотбора, что и на ОУ.

91

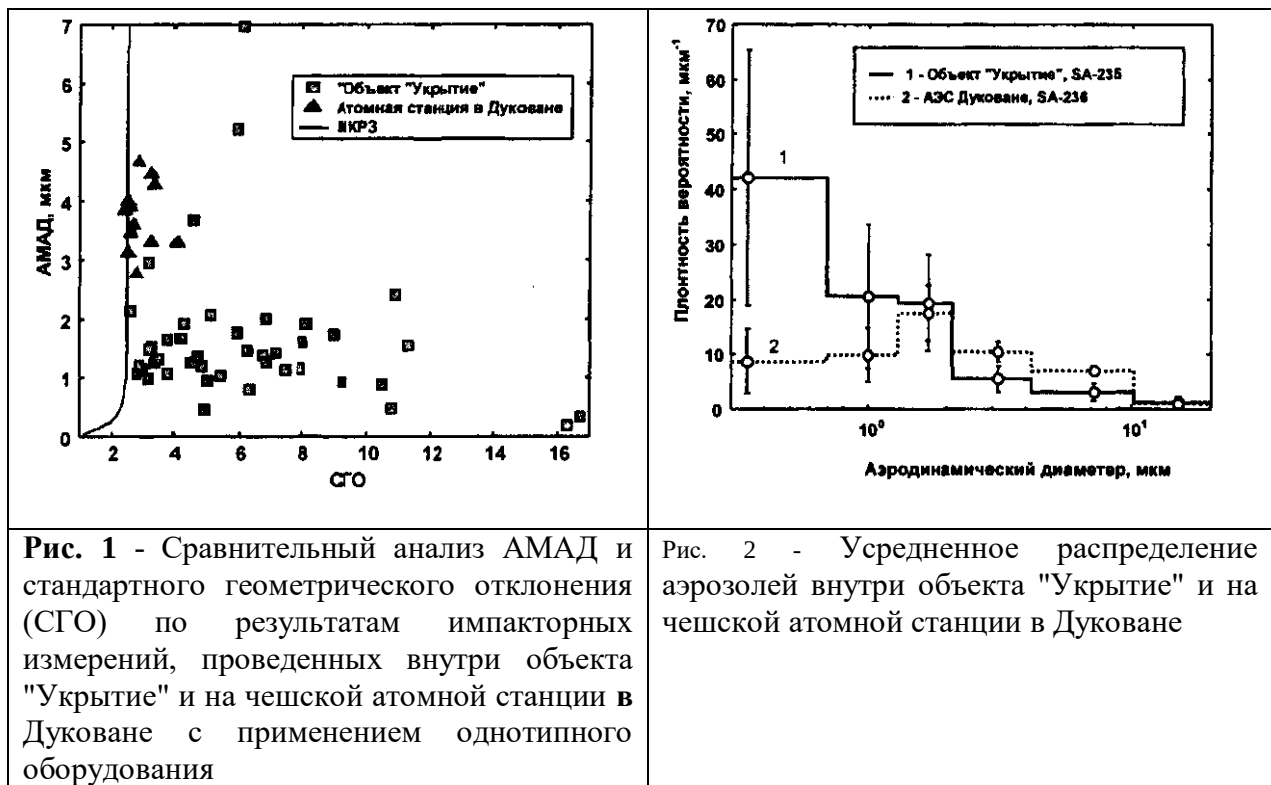
Как видно из представленного на рис. 1 сравнения АМАД и стандартного геометрического отклонения (СГО), распределение аэрозольных частиц, полученное на чешской атомной станции в Дуковане, подчинялось логнормальному закону с параметрами, близкими к рекомендуемым МКРЗ: среднее значение АМАД=3,7 мкм и СГО=2,9. При этом во всех представленных измерениях вклад субмикронной компоненты аэрозолей не превышал 12 %.

Однако, как видно из рис. 1, лишь небольшая часть значений АМАД и СГО распределений аэрозолей ОУ, рассчитанных традиционно используемым для этих целей методом вероятностно-логарифмической шкалы, находятся достаточно близко к описанию МКРЗ. В большинстве случаев распределения характеризуются чрезвычайно высоким значением СГО и более низким значением АМАД. Как обсуждалось ранее [18], столь существенное смещение наблюдаемых параметров может быть объяснено наличием двух независимо образованных мод распределения в микронном и субмикронном диапазонах. Усредненные результаты аппроксимации экспериментальных данных по аэрозольям ОУ логнормальным распределением и суммой двух логнормальных распределений представлены в табл. 2. Как видно из таблицы, микронная мода (АМАД 2,9 мкм и СГО 2,5) двухмодального представления хорошо согласуется с референтными параметрами МКРЗ. Однако при этом возникает субмикронная компонента, вклад которой составляет 35%.

Таблица 2 - Усредненные результаты аппроксимации экспериментальных данных по аэрозольям объекта «Укрытие» логнормальным распределением и суммой двух логнормальных распределений

Аппроксимация	1 мода	2 моды	
АМАД, мкм	2,0	0,17	2,9
СГО	5,8	1,7	2,5
Вклад, %	100	35	65

Сравнительный анализ аэрозольных распределений, полученных однотипным оборудованием на различных радиационно-ядерных объектах, позволяет сделать четкий вывод о различиях свойств источников. Как видно из рис. 2, различия в субмикронном диапазоне распределений аэрозолей внутри ОУ и на чешской атомной станции в Дуковане



настолько существенны, что не могут быть объяснены систематическими и статистическими ошибками оборудования. Таким образом, важным заключением данного раздела можно считать установление того факта, что повышенный вклад субмикронной компоненты в аэрозолях ОУ обусловлен особенностями самого источника аэрозолей.

1.3. Наблюдение субмикронных аэрозолей другими исследователями

Субмикронные аэрозоли наблюдались в ОУ также другими исследователями. Так, по результатам многолетних пробоотборов аэрозолей, проведенных в ОУ методом трехслойных фильтров [12], в 15% наблюдался АМАД менее 1 мкм. При этом отмечены распределения с относительно малым значением СГО - менее 1,3 в 20% наблюдений, что более характерно для субмикронных аэрозолей.

В работе [13] при контроле выбросов аэрозолей из щелей (неплотностей) в наружных стенах ОУ наблюдался повышенный вклад субмикронной компоненты (до 48%) для ^{241}Am . Кроме того, результаты многолетних наблюдений показывают, что для некоторых источников аэрозолей в Чернобыльской зоне отчуждения характерно бимодальное распределение активности по АД.

Следует отметить, что субмикронные аэрозоли в атомной отрасли не являются чем-либо новым. Так, приведенные в [22] данные обзора 52 литературных источников, включающих более 160 результатов измерений, показывают, что в 10% наблюдений исследователи имеют дело с субмикронными аэрозолями (рис. 3).

1.4. Возможные механизмы образования субмикронных аэрозолей

В одной из первых работ [7] на эту тему описан феномен самопроизвольного разрушения лаваобразных топливосодержащих масс (ЛТСМ) с образованием тонкодисперсных аэрозолей (размеры частиц менее 0,1 мкм), которые обладают высокой миграционной способностью и могут распространяться за пределы ОУ.

В качестве принципиальной предпосылки формирования субмикронных аэрозолей можно считать экспериментальное наблюдение образования частиц с размерами 0,025-0,3 мкм в облученном ядерном топливе на основе UO_2 со временем кампании более четырех лет [23].

В эксперименте, описанном в работе [17], была выполнена количественная оценка пылегенерирующей способности различных видов ЛТСМ и облученного топлива ОУ. Установлено, что скорость спонтанного пылеобразования с поверхности ЛТСМ может

93

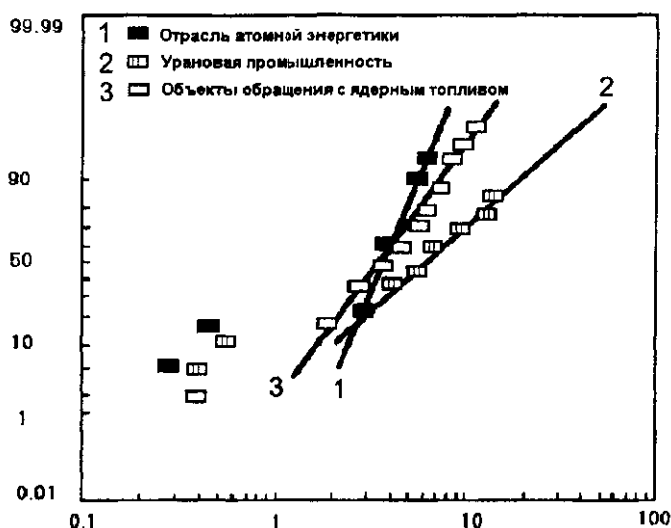


Рис. 3 - Кумулятивное распределение АМАД в различных отраслях атомной энергетики в мире [22]

достигать по альфа-активности $40 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-2}$ в сутки (для облученного топлива в несколько раз больше), что в условиях ОУ соответствует разрушению до состояния высокодисперсной пыли нескольких десятков килограммов облученного топлива в год. При этом снимаемые частицы не обнаруживаются с помощью оптического микроскопа, что, в свою очередь, означает, что размер частиц, по крайней мере, меньше длины волны видимого света, то есть $0,35 \text{ мкм}$.

Более детальные исследования методами электронной микроскопии [2], показывают, что при спонтанном пылеобразовании ТСМ продуцируют пылевые частицы исключительно субмикронного размера. Все без исключения пылевые частицы обладают высокой удельной активностью и анализ нескольких сотен электронно-микроскопических изображений не выявил частиц крупнее $0,5 \text{ мкм}$. Распределение по геометрическому размеру пылевых частиц, образуемых поверхностью облученного топлива, ограничено снизу размером $0,05 \text{ мкм}$, максимум распределения соответствует размеру топливных частиц $0,16 \text{ мкм}$. Для ЛТСМ это распределение ограничено снизу на уровне примерно $0,03 \text{ мкм}$, а средний геометрический размер пылевых частиц - $0,08 \text{ мкм}$.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Паспортные значения СИЗОД "Лепесток-200"

К СИЗОД, наиболее часто используемым на ОУ со времени ликвидации последствий Чернобыльской аварии, относятся легкие респираторы ШБ-1 "Лепесток-200". Их отличает высокий коэффициент защиты при низком сопротивлении дыханию, легкость, простота в использовании, низкая стоимость. Основные технические характеристики приведены в табл. 3.

2.2 Скорость воздушного потока через поверхность респиратора "Лепесток-200" при вдохе

Линейная скорость потока является одним из важных параметров, определяющих эффективность фильтрации. Для расчета средней линейной скорости V через респиратор "Лепесток-200" необходимо отнести скорость легочной вентиляции человека B к эффективной площади респиратора $S: V=2,5B/S$, где коэффициент 2,5 учитывает работу фильтра на фильтрацию только на вдохе (то есть около 40% времени дыхательного

94

цикла) [3]. Диапазону физической нагрузки от умеренной до тяжелой согласно [24] будет соответствовать легочная вентиляция от $1,2$ до $3 \text{ м}^3 \cdot \text{час}^{-1}$. При условии что рабочая

поверхность респиратора составляет 170 см^2 диапазон линейной скорости через "Лепесток-200" на вдохе будет находиться от 5 до $12 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$.

Таблица 3 - Характеристики ШБ-1 "Лепесток-200"

Параметр	Значение	Примечание
Коэффициент защиты	>200	[14]
Сопротивление дыханию при потоке $30 \text{ л} \cdot \text{мин}^{-1}$, Па	<42	[14]
Сопротивление потоку при скорости $1 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$, Па	15	[14]
Материал фильтра	ФПП-15-1,5 (перхлорвинил)	[8]
Удельный вес, $\text{г} \cdot \text{см}^{-3}$	3	[8]
Диаметр волокна, мкм	1,5	[8]
Принцип действия	Механическая фильтрация + электростатический заряд волокон	[3]
Коэффициент проскока (при скорости потока $1 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$), %	Заряженные волокна	0,01-0,1
	Разряженные волокна	2-4
Площадь, см^2	Полная	314
	Рабочая	170
Стоимость, грн.	0,5	ПО "Изотоп", Киев

2.3. Зависимость проскока ФПП-15-1,5 от скорости потока

Представленная ниже информация о фильтрующих свойствах ФПП-15-1,5 в зависимости от скорости воздушного потока базируется на опубликованных данных разработчиков ткани. На *рис. 4* по данным работы [3] квадратиком и треугольником показаны предельные значения проскока по результатам тестирования с помощью стандартного масляного тумана (СМТ, размер 0,28-0,34 мкм) для заряженных и разряженных волокон, соответственно. Согласно данным из работы [5], на этом же рисунке точками изображена зависимость проскока от скорости, полученная для природных аэрозолей (ДПР радона) размером 0,05 мкм. Необходимо отметить, что данные из работы [5] представлены для фильтрующего материала ФПП-15 толщиной, соответствующей сопротивлению фильтра 1 мм водн. ст. при скорости воздушного потока $1 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$. Поэтому для сопоставления этих данных с характеристиками фильтрующего материала ФПП-15-1,5 ("Лепесток-200") значения проскока были скорректированы для перепада давления в 1,5 мм вод. ст. при той же скорости воздушного потока.

Из анализа данных по субмикронным аэрозолям из работы [5] видно, что при скорости воздушного потока от 5 до $12 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ (соответствующего средней и тяжелой работе) проскок составляет 5-10%, а это более чем на порядок превышает предельные паспортные значения.

Качественное объяснение этого феномена можно получить из теоретической зависимости проскока (для разряженных волокон) от скорости воздушного потока. Эта зависимость приведена для двух размеров аэрозолей - 0,06 и 0,3 мкм сплошной и штрихованной линией, соответственно. В обоих случаях плотность вещества аэрозоля

95

взята $0,9 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, что соответствует плотности СМТ. Для расчетов применялась количественная теория механической фильтрации из [25]. Для более крупных частиц (штрихованная линия) теоретическое значение проскока (10%) удовлетворительно согласуется с паспортным значением для разряженных волокон (проскок 4%). При этом теория показывает, что скорость максимального проскока (около $10 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$) находится выше скорости тестирования ($1 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$). Выше скорости $10 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ вступает в действие инерционный

механизм перехвата аэрозолей, приводящий к снижению проскока с дальнейшим ростом скорости. Для субмикронных аэрозолей ситуация совершенно иная - инерционный механизм не действует для столь мелких частиц и проскок возрастает с увеличением скорости. Причем рост проскока будет наблюдаться и для заряженных волокон, что подтверждает представленное сопоставление теоретической и экспериментальной кривых для субмикронных частиц.

Согласно общей теории фильтрации, аэрозольные частицы в диапазоне 0,01-0,3 мкм наименее эффективно улавливаются аэрозольными фильтрами и СИЗОД. Так, проведенные расчеты (согласно теории фильтрации [25]) показывают (рис. 5), что эффективность фильтра для данного диапазона частиц минимальна. Этот феномен может быть объяснен тем, что частицы данного размера находятся в так называемой "переходной области" АД, где механизмы инерционного осаждения в вязкой среде уже не работают в силу малых размеров частиц для данного физического механизма, а диффузионное осаждение еще не эффективно, в силу достаточно больших размеров частиц для механизма диффузии.

В табл. 4 приведены некоторые сравнительные результаты и условия по определению проскока фильтрующей ткани Петрянова, в том числе, в условиях ОУ.

В данном разделе не рассматривались другие факторы, модифицирующие защитные свойства СИЗОД на основе ФПП, такие как: длительность сохранения заряда на поверхности волокон, проникновение аэрозолей в зону дыхания через неплотность по линии обтюрации, а также повышенная влажность и ионизация воздуха в условиях ОУ. Учет этих факторов приведет лишь к снижению защитных качеств респиратора "Лепесток-200".

Проведенный анализ теоретических и экспериментальных данных дает возможность сделать вывод, что несоответствие технических условий тестирования СИЗОД "Лепесток-200" и условий эксплуатации на ОУ по двум основным параметрам - размеру аэрозолей и скорости воздушного потока, приводит к эффективности фильтрации ткани Петрянова ниже паспортных значений.

96

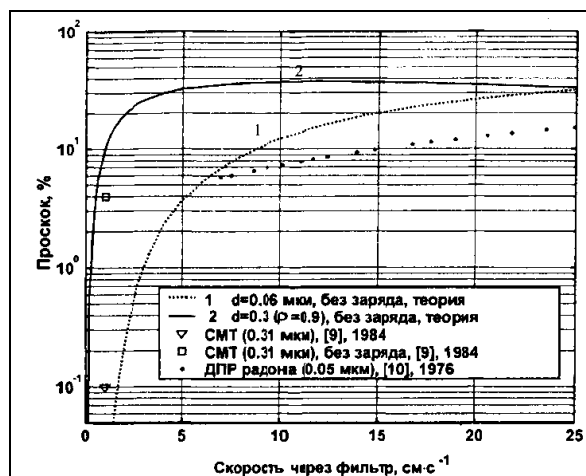


Рис. 4 - Проскок аэрозолей для ткани ФПП-15-1,5 в зависимости от скорости воздушного потока

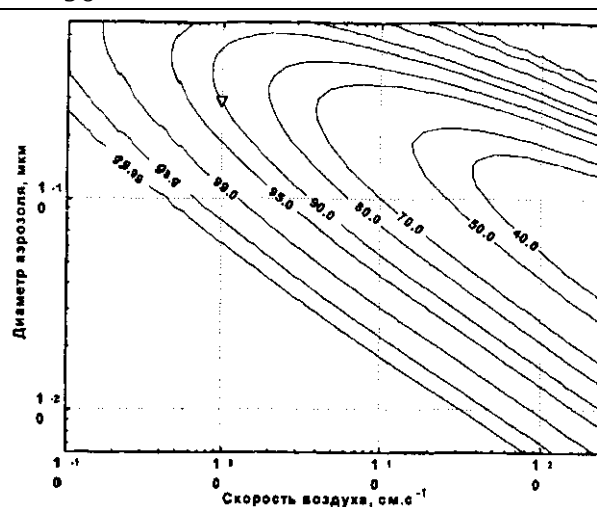


Рис. 5 - Теоретическая эффективность улавливания аэрозолей с плотностью $0,9 \text{ г·см}^{-3}$ для фильтрующего →

→ материала с диаметром волокна 1,5 мкм, удельным весом 3 мг·см^{-3} , плотностью упаковки фильтра 0,014, сопротивлением фильтра 1,5 мм вод. ст. Треугольником указана точка, соответствующая условиям тестирования ФПП-15-1,5 "Лепесток-200": диаметр аэрозолей СМТ- 0,3 мкм, скорость воздушного потока - 1 см·с^{-1} .

Таблица 4 - Сравнительные результаты и технические условия по определению коэффициента проскока фильтрующей ткани Петрянова

Наименование ткани	Источник данных	Коэффициент проскока, % ¹	Аэрозоли		Скорость воздушного потока, см·с ⁻¹
			Тип	Диаметр, мкм	
1. ФПП-15-1,5	[8] [4]	0,01-0,1 (не более 2-4)	СМТ	0,28-0,34	1
2. ФПП-15-1,5	[5]	5-10	ДПР ² радона	0,05	5-12
3. АФА-РМП-20 (ФПП-15-1,5)	[9]	<5	СМТ	0,28-0,34	10-40
4. АФА-РМП-20 и «Лепесток-200» (ФПП-15-1,5) ³	[26]	2,3-6,2	N/A ⁴	0,3	34
5. «Лепесток-200» (ФПП-15-1,5)	[11]	4,6 (СГО=4) ⁵	ОУ	< 1 (35%)	55-97
6. ФПП-15-1,5	[6]	10	СМТ	0,28-0,34	200
7. «Лепесток-200» (ФПП-15-1,5)	[15]	20	ОУ	0,7-8,6	N/A
8. «Лепесток-200» (ФПП-15-1,5)	[16]	5	ОУ	N/A	N/A

2.4. Радиационно-гигиеническая оценка аэрозольного фактора

В настоящее время широко известно, что в условиях ОУ доза внутреннего облучения формируется преимущественно трансураниевыми элементами (ТУЭ). Так, на 1999 год, согласно [18] 1% суммарной активности, которые дают альфа-излучающие ТУЭ, формирует свыше 70% дозы внутреннего облучения при однократном ингаляционном поступлении всей смеси. В то же время, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, суммарная активность которых в смеси составляет в среднем около 88%, определяют вклад в дозу внутреннего облучения на уровне менее 12%.

¹ Коэффициент проскока в скобках - даны значения для разряженных волокон.

² Дочерние продукты распада

³ Скорость воздушного потока для [26] рассчитана, исходя из расхода 28,3 л·мин⁻¹ через сопло диаметром 42 мм.

⁴ N/A - информация недоступна.

⁵ Указана медиана распределения и в скобках стандартное геометрическое отклонение (СГО).

97

2.5. Влияние дисперсности аэрозолей

Из всего множества факторов, определяющих дозу внутреннего облучения от ингаляционного поступления, основным является распределение активности по АД. На рис. 6 приведена типичная зависимость дозового коэффициента от АД для долгоживущего альфа-излучающего изотопа плутония - ²³⁹Pu. На рисунке вертикальными штрихованными линиями показаны стандартные (референтные) значения АМАД (1 и 5 мкм), рекомендуемые МКРЗ для расчетов при отсутствии фактических данных о конкретных радиационно-гигиенических параметрах на рабочем месте. Этим рекомендуемым референтным значениям АМАД соответствует диапазон дозового коэффициента от 8 до 21 мкЗвЧБк⁻¹.

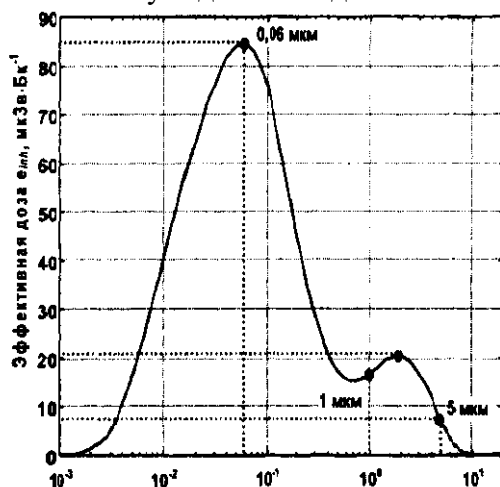


Рис. 6 - Дозовый коэффициент e_{inh} как функция от d_{ae} при однократном ингаляционном поступлении аэрозолей, содержащих ²³⁹Pu (легочный класс - S, физическая нагрузка - легкая, тип дыхания - нормальный).

Однако, как видно из приведенной зависимости, максимум дозового коэффициента соответствует частицам в субмикронной области с АД, равным 0,06 мкм, и составляет около **80** мкЗвЧБк*¹, что в 4-10 раз выше дозовых коэффициентов, соответствующих упомянутым референтным АМАД. Таким образом, теоретически, в зависимости от реального распределения аэрозолей, фактическая доза внутреннего облучения может быть на порядок выше расчетного значения, полученного для референтных распределений.

Такой высокий вклад в дозу внутреннего облучения от субмикронных аэрозолей объясняется тем, что частицы размером 0,02 - 1 мкм эффективно откладываются в альвеолярном (то есть самом глубоком) отделе респираторного тракта и, как следствие, имеют наибольшее время удержания в дыхательной системе человека [24].

2.6. Влияние биокинетических параметров аэрозолей

Другим важным параметром, определяющим дозоформирующие свойства аэрозолей, является тип системного поступления (легочный класс). Распределение радионуклида в организме человека происходит в зависимости от этого параметра и, как результат, определяется результирующая эффективная доза. В табл. 5 представлены стандартные дозовые коэффициенты радионуклидов при ингаляционном поступлении в зависимости от легочного класса, взятые из МКРЗ-68 для АМАД 1 мкм. Как видно, например, для плутония дозовый коэффициент увеличивается в три раза при переходе от класса S к классу M.

В настоящее время неизвестны работы по экспериментальному определению типа системного поступления аэрозолей ОУ в терминах легочной модели из Публикации №66 МКРЗ [24]. Результаты подобных исследований тем более важны, что исходя из более

98

высокой удельной площади поверхности (на единицу массы или активности) частицы субмикронных размеров могут иметь более высокую скорость растворения в респираторном тракте по сравнению с частицами микронных размеров. В свою очередь, это приводит к еще большему вкладу субмикронной компоненты аэрозолей в дозу внутреннего облучения.

Таблица 5 - Стандартные дозовые коэффициенты радионуклидов при ингаляционном поступлении в зависимости от легочного класса (МКРЗ-68, АМАД 1 мкм)

Радионуклид	Дозовый коэффициент, мкЗв·Бк ⁻¹		
	S	M	F
²³⁹ Pu	15	47	-
²⁴¹ Am	-	39	-
²³⁸ U	7,3	2,6	0,5
⁹⁰ Sr	0,15	-	0,024
¹³⁷ Cs	-	-	0,005

ВЫВОДЫ

В результате исследований, проведенных в ОУ на границе ядерно-опасных зон, показано наличие повышенного вклада субмикронных аэрозолей (в среднем на уровне 30%) в суммарную активность воздуха в отсутствие интенсивных работ. Наблюдение субмикронных аэрозолей в ОУ подтверждается прямыми результатами других исследователей, а также не противоречит мировому опыту наблюдения распределения аэрозолей в атомной отрасли.

На основании радионуклидной композиции ОУ, дозообразующих свойств основных радионуклидов и зависимости коэффициента проскока СИЗОД от размера аэрозолей установлено, что субмикронная компонента трансурановых аэрозолей является критическим фактором формирования, а также критическим звеном контроля внутреннего облучения персонала в условиях ОУ.

В настоящее время испытывается недостаток экспериментальных данных по типу системного поступления аэрозолей ОУ. Проведение таких работ необходимо в рамках

организации индивидуального дозиметрического контроля как для корректного расчета дозовых коэффициентов, так и для расчета функции выведения трансурановых радионуклидов из организма человека.

Проведенный анализ теоретических и экспериментальных данных дает возможность сделать вывод, что несоответствие технических условий тестирования СИЗОД "Лепесток-200" и условий эксплуатации на ОУ по двум основным параметрам, а именно - размеру аэрозолей и скорости воздушного потока, приводит к эффективности фильтрации ткани Петрянова ниже паспортных значений. С учетом значимости СИЗОД, как основного средства защиты от поступления радиоактивных аэрозолей в организм человека, а также из значимости внутреннего облучения персонала объекта "Укрытие", для обеспечения радиационной безопасности при выполнении работ по фактору внутреннего облучения необходимо проведение входного контроля всех СИЗОД, применяемых на объекте.

Литература

1. Бондаренко О.А., Арясов П.Б., Мельничук Д.В., Медведев С.Ю. Анализ дисперсности аэрозолей внутри объекта Укрытие. // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - 2001. - Вип. 7. - С. 126-140.

99

2. Бондаренко О.А., Арясов П.Б., Жидков А.В. и соавт. Наблюдение субмикронной компонентлы аэрозолей объекта "Укрытие". // Тез. IV междунар. науч. конф. "Объект "Укрытие" прошлое, настоящее, будущее" (Славутич, 28-30 ноября 2001), "ГСП ЧАЭС". -2001. - С. 150.

3. Каминский С.Л., Басманов П.И. Средства индивидуальной защиты органов дыхания.// М., "Машиностроение", - 1982.

4. Петрянов И.В., Кошечев В.С., Басманов П.И. и соавт. "Лепесток" (Легкие респираторы). // М., "Наука". - 1984. - 216 с.

5. Фильтрующие материалы ФП для анализа аэрозолей свободной атмосферы // Атмосферные аэрозоли: Сб. трудов. / Под ред. С.Г. Малахова. М., "Гидрометеиздат". - 1976. -Вып.21. С.3-8.

6. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. // Изд. 2-е, перераб. и доп. - М., "Атомиздат". - 1977. - 384 с.

7. Вишневецкий А.С., Гонтарь А.Г., Кузьмина И.Е. и соавт. Аэрозоли Объекта "Укрытие". - К., 1997. (Препр. НАН Украины. Институт сверхтвёрдых материалов им. В.И Бакуля. УДК 621.039.)

8. Каминский С.Л. Средства индивидуальной защиты. Справочное пособие. // Л., "Химия", - 1989.-399 с.

9. Дозиметрический и радиометрический контроль при работе с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений. Методическое руководство. Т. 1. Организация и методы контроля. - М., "Атомиздат", 1980. - 272 с.

10. Норми радіаційної безпеки "України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. // ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. - К., 1998. - 135 с.

11. Методическая и программно-аппаратная поддержка дозиметрии внутреннего облучения персонала объекта "Укрытие": Отчет о НИР. У/ Эт. 8 по дог. №72-РЗ/96, № ГР 0195V024135. НИИ радиационной защиты АТНУ. Рук. Бондаренко О.А., - К., 1999.

12. Исследование радиоактивных аэрозолей в Объекте "Укрытие" Чернобыльской АЭС методом трехслойных фильтров. Отчет о НИР. // НИИ ФХИ им. Л.Я. Карпова. Рук. Огородников Б.И. - М., 2000.

13. Исследование Объекта "Укрытие" как источника радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. Отчет о НИР. У/ Эт. 3 по дог. № 44-РЗ/96. Ин-т Радиозкологии ААЛ Украины. Рук. Гаргер Е.К. - К., 1997.

14. ГОСТ 12.4.0.28-76. ШБ-1 Лепесток.

15. Оценка ведущих и дозообразующих факторов внешнего и внутреннего облучения с обеспечением индивидуального группового биофизического контроля. Отчет НИР (започ.). // Институт биофизики МЗ РФ. Отв. исп. Цовьянов А.Г. - М., 1993-1994. - 60 с.

16. Обеспечение текущей радиационной безопасности объекта в новой версии регламента объекта "Укрытие". // Сб. Проблемы Чернобыля. Чернобыль, "МНТЦ "Укрытие". - 1999. - Вып. 4, - С. 97-99.

17. Baryakhtar V., Gonchar V., Kluchnicov A, Zhidkov A. Dust Productivity of fuel- containing materials of "Shelter" object: experimental data, physical mechanisms, possible technology of prevention, it Scientific-technical collection "Problems of Chornobyl". - 1999. - V. 5.

18. Bondarenko O.A., Aryasov P.B., Melnichuk D. V., Medvedev S. Y. Analysis of aerosol distribution inside the Object "Shelter" at the Chornobyl nuclear reactor site. // Health Phys. - 2001.-V.81.-№2.-P. 114-123.

19. Bondarenko O.A., Aryasov P.B, Melnichuk D.V., Medvedev S.Y Analysis of aerosol distribution inside the object Selter. // Plutonium Futures - The Science, A1P Conference Proceeding. Ed. by K.K.S. Pillay and K.C. Kim. Springer-Verlag. - 2000. - V. 532.-P. 315-321.

20. Bondarenko O.A., Aryasov P. B., Zhidkov A. V et al. Aerosol distribution on aerodynamic diameter inside the Object "Shelter": physical and dosimetric aspects. // Proc. of conf. "Stahlschutz fur Mensch und Gesselschaft im Europa von Morgen" (Gmunden, 17-21 September 2001). - 2001. - P. 313-316.

21. Rulik P., Malatova I., Bucina V. Long Term Observation of the Radioactive Aerosol Particle Size Distribution in the Air Effluents from Nuclear Power Plant with the Use of a Cascade Impactor. // 10th International Congress of The International Radiation Protection Association (Hiroshima, May 14-19, 2000). - 2000.
22. Dorrian M.-D. and Bailey M.R. Particle Size Distributions of Radioactive Aerosols Measured in Workplaces. // Radiat. Prot. Dosim. - 1995. - V. 60. - № 2. - P. 119-134.
23. Clive Walker. Radiation enhanced diffusion and fission gas release from recrystallised UO₂ grains in high burn-up water reactor fuel. Annual Report of Institute for Transuranium Elements. // Report EUR 19812 BN, sect. 3.1.4. Karlsruhe, JRC, EC. - 2000. - P. 86-87.
24. ICRP Publication 66. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. // Vienna: Pergamon, 1993. - 65 p. (Annals of the ICRP Vol. 24 No. 1-3)
25. Davies C.N. Air Filtration. // London, "Academic Press", 1973. - 171 p.
26. Hoover M. and Fencel A.F. Independent Evaluation of Air Filter Media from Chernobyl. // Lovelace Respiratory Research Institute. Albuquerque, NM, USA, PNNL-13053, DE-FC04- 96AL76406. - 1999.

*Научно-исследовательский институт радиационной защиты, ул. Мельникова, 53,
Киев 04050, Украина, e-mail boa@rpi.kiev.ua*

*Бондаренко Олег Александрович т./ф. +380(44) 213-3502 e-mail: boa@fpi.kiev.ua
Арясов Петр Борисович т. +380(44) 213-9629 e-mail: aryaspin@rpi.kiev.ua
Медведев Сергей Юрьевич т. +380(44) 213-9629 e-mail: med@rpi.kiev.ua
Мельничук Дмитрий Витальевич т. +380(44) 213-9629 e-mail: dimam@rpi.kiev.ua*

*Науково-дослідний інститут радіаційного захисту, вул. Мельникова, 53,
Київ 04050, Україна, e-mail boa@rpi.kiev.ua*

О.О.Бондаренко, П.Б.Арясов, С.Ю.Медведев, Д.В.Мельничук. КРИТИЧНІ ФАКТОРИ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ ПЕРСОНАЛУ ОБ'ЄКТА "УКРИТТЯ"

Ключові слова: радіаційний захист, дози внутрішнього опромінення, об'єкт "Укриття", засоби індивідуального захисту органів дихання (ЗІЗОД)

Мета: Визначення критичних факторів формування доз внутрішнього опромінення персоналу об'єкта "Укриття" (ОУ).

Матеріали і методи: Проведені: відбори аерозолів за допомогою імпакторів, експерименти щодо визначення ефективності фільтруючих матеріалів ЗІЗОД. За допомогою розрахункових методів проведена інтерпретація імпакторних вимірювань, виконана оцінка доз внутрішнього опромінення при інгаляційному надходженні, а також розрахунок ефективності фільтруючого матеріалу.

Результати: Наведено узагальнені результати розподілу активності по аеродинамічному діаметру аерозолів в ОУ на основі 50 імпакторних вимірів. Проведений аналіз літературних даних інших дослідників з цього аспекту. Показано, що внесок субмікронної фракції в сумарну активність для умов ОУ складає в середньому близько 30%. Поряд з аналізом літературних даних розробник основного ЗІЗОД на ОУ - "Лепесток-200" наведено експериментальні і розрахункові результати характеристик фільтруючого елементу цього ЗІЗОД - тканини ФПП-15-1,5. Проведена радіаційно-гігієнічна оцінка субмікронних аерозолів ОУ.

Висновки: Внесок субмікронних аерозолів у сумарну активність повітря за відсутності інтенсивних робіт для ОУ складає в середньому 30%. Субмікронна компонента трансуранових аерозолів є критичним фактором формування, а також критичною ланкою контролю внутрішнього опромінення персоналу в ОУ. Технічні умови тестування ЗІЗОД "Лепесток-200" не відповідають умовам експлуатації на ОУ за двома

основними параметрами - розміром аерозолів і швидкістю повітряного потоку, що призводить до нижчої ефективності фільтрації тканини ФПП порівняно з паспортними значеннями.

Radiation Protection Institute, Melnikova str. 53, Kiev 04050, Ukraine, email: boa@rpi.kiev.ua

O.A. Bondarenko, P.B. Aryasov, S. Yu. Medvedev, D.M. Melnichuk. CRITICAL FACTORS OF FORMATION OF INTERNAL IRRADIATION DOSES OF THE OBJECT "SHELTER" PERSONNEL

Keywords: radiation protection, internal irradiation doses, "Shelter" Object, Individual means of protection of respiratory tract (IMPRT)

Objective: Determination of critical factors of formation of internal irradiation doses for the Object "Shelter" (OS) personnel.

Materials and methods: Aerosol samples (using impactors) and experiments on determination of effectiveness of IMPRT filter materials were performed. With the help of calculation methods, interpretation of impact or remits and either estimation of internal irradiation dose (for inhalation intake) or calculation of effectiveness of filter material are performed

Results: Generalised result (for 50 impactor samples) of activity distribution on aerodynamic diameter for the OS aerosols is presented. Analysis of literary data of other researchers on this topic is carried out. It is estimated that submicron fraction contributes into total activity fa- the OS conditions 30% in average. Together with analysis of

literary data of the main IMPRT at the OS "Lepestok-200" authors, experimental and calculation data on characteristic of the filter material of the "Lepestok-200" (FPP-15-1,5) were presented. Radiological- hygienic estimation of submicron aerosols of the OS was performed.

Conclusion: Contribution of submicron aerosol into total air activity (for the condition of absence of intensive work) is 30% in average for the OS. Submicron component of transuranium aerosols is either a critical factor of formation or critical point of the monitoring of the personnel for the OS conditions. Technical conditions of testing of IMPRT "Lepestok-200" are not corresponded to the conditions of operation on two main parameters - size of particles and air flow rate. This facts leads to more lower effectiveness of the FPP fibre in comparison with passport value

102

Корчагін П.О.

ШЛЯХИ ПІДВИЩЕННЯ НАДІЙНОСТІ ІЗОЛЯЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Підвищення надійності ізоляції радіоактивних відходів від біосфери при їх зберіганні або захороненні протягом тривалого часу є актуальною проблемою. На основі аналізу причин довговічності античних бетонів наведено обґрунтування доцільності застосування лужних цементів для іммобілізації низько- та середньоактивних відходів. Спрямоване формування в продуктах твердіння цеолітоподібних низькоосновних новоутворень є одним з найперспективніших шляхів підвищення механічної та хімічної стійкості бетонів, як матеріалів матриць для РАВ, а відповідно, і їх довговічності.

Сталий розвиток нашої держави неможливий без забезпечення її енергетичної незалежності.

Зростання населення планети, перехід до вищих стандартів життя та зміна клімату породили величезну політичну проблему: як задовольнити зростаючий попит на енергію, не завдаючи не виправданої шкоди глобальному клімату.

Неможливість швидких змін в паливно-енергетичному комплексі привела світову спільноту до висновку про необхідність встановлення квот на емісію парникових газів (Кіото, 1997). Головне завдання полягає у поступовому скороченні спалювання органічного палива, оскільки відмовитися від нього найближчими десятиріччями нереально.

На 17-му світовому енергетичному конгресі (1998) відмічалось, що на АЕС виробляється більш ніж 2300 млрд. кВт·год електроенергії на рік, що запобігає викидам в атмосферу до 2,3 млрд. т двооксиду вуглецю, біля 80 млн. т двооксиду сірки та 35 млн. т оксидів азоту. До речі, упродовж останніх п'яти років частка виробленої електроенергії на АЕС України в середньому складала 43%.

П.О.Корчагін, 2002

Застосування на теплових станціях ефективнішого устаткування може лише частково вирішити екологічні та ресурсні проблеми. Нові технології спалювання вугілля та газоочищення сприяють деякому зменшенню техногенного тиску вугільних станцій на довкілля, проте мало що міняють по суті.

Припустимо, що екологічні проблеми теплової енергетики, наскільки це можливо, вирішені. Запроваджені найдосконаліші технології спалювання вугілля, парогазові установки, системи очищення викидів. Але постає питання: де брати вугілля, нафту та газ? Сподівання на невичерпаність джерел імпортованої нафти та газу і можливість їх споживання у борг, щонайменше, безпідставні.

Вітаючи розширення відновлювальних джерел енергії та сподіваючись на підвищення ефективності використання енергії і прогресу у енергозбереженні, важко уявити, як можна забезпечити приріст вироблення електроенергії та зниження викидів CO₂ та інших шкідливих речовин без збереження ролі ядерної енергетики.

Немає сумніву, що існуючі ціни на газ та короткі терміни будівництва газових електростанцій роблять їх найдешевшим засобом виробництва електроенергії. Однак середньострокові перспективи ціни на газ схильні до ринкової та політичної невизначеності, а в довгостроковій перспективі газ взагалі може стати лімітованим ресурсом.

У вартості ядерної електроенергії, навпаки, домінуючу роль відіграють капітальні витрати при будівництві АЕС, витрати на поводження з відпрацьованим ядерним паливом, радіоактивними відходами та зняття АЕС з експлуатації в майбутньому.

Для ядерної енергетики дуже важлива чітка політична підтримка, і довгострокові інвестиції в неї можливі лише в тих країнах, які забезпечують стратегічну основу енергозабезпечення.

Економічні аспекти виробництва енергії на АЕС чутливі до невизначеності вартості зняття з експлуатації ядерних установок, поводження з радіоактивними відходами та відпрацьованим ядерним паливом. Безумовно, ці витрати є солідними.

103

Однак з накопиченням досвіду реального виконання робіт рівні цих витрат знижуються. Більша частина коштів на ці витрати може і має заощаджуватися протягом багатьох років експлуатації АЕС. При їх дисконтуванні обсяги цих витрат складають лише невелику частину загальної вартості енергії, що виробляється [1].

Отже, існують об'єктивні підстави для розвитку ядерної енергетики в Україні. До того ж наша країна має досить великі поклади уранової руди, цирконію, розвинуті металургійну та машинобудівні галузі тощо.

Для прийнятності суспільством "мирного атому" необхідно довести, що зняття ядерних енергоблоків з експлуатації, поводження з відпрацьованим ядерним паливом і ізоляція радіоактивних відходів може здійснюватися безпечно і з прийнятним для нашого суспільства рівнем витрат.

Розглянемо та проаналізуємо стан справ в одному з названих напрямів - надійності тривалої ізоляції радіоактивних відходів (РАВ).

Як відомо, знешкодження РАВ здійснюється лише єдиним методом - ізоляцією їх від біосфери на такий час, протягом якого відбудеться природний розпад радіонуклідів, що в них містяться.

Захоронюють РАВ з метою забезпечення надійної і тривалої їх ізоляції від людини та біосфери. Систему ізоляції відходів при їх захороненні проектують та виконують багатобар'єрною. Інженерні (штучні) бар'єри складаються з матриці, в якій іммобілізовані відходи, контейнерів та сховищ.

Іммобілізацію РАВ шляхом переведення їх в тверду форму здійснюють з метою досягнення механічної та хімічної стабільності на всіх етапах поводження з ними, в тому числі при їх захороненні. Матеріали, в які включають РАВ, мають характеризуватися термодинамічною стабільністю, хімічною стійкістю, а для високоактивних відходів ще й термічною та радіаційною стійкістю.

Матеріал для матриць повинен бути довговічним, корозійно стійким (низька швидкість вилигування радіонуклідів), мати високі ізоляційні властивості, високий ступінь наповнення матриці відходами, механічну міцність, біологічну та радіаційну стійкість, низьку вартість і простоту застосування. Основна увага приділяється надійній фіксації біологічно значимих радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr та трансуранових елементів (U, Np, Pu, Am, Cm).

При іммобілізації РАВ використовують матриці як органічного, так і неорганічного походження: скло, кераміку, цемент, бітум, полімерні матеріали тощо.

Керамічні матеріали, що застосовуються в США, Великобританії, Росії та інших країнах на основі мінералів холландіту, перовскіту, цирконоліту (в т.ч. кераміка SYNROC), мають високі показники фізико-механічних властивостей, проте значна вартість таких матеріалів пов'язана з використанням унікального обладнання з тиском 100-1000 МПа і температурою - 1200-1400 °C, що значно стримує використання цих матеріалів [2].

Синтез штучних аналогів природних мінералів типу цирконатів, титанатів, перовскитів, алюмінатів, гранатів тощо для ствердження РАВ здійснений в Національному науковому центрі "ХФТІ" шляхом термообробки у вакуумі порошковидних оксидів з плазмо-хімічним розпилюванням нітратних розчинів відповідних компонентів [3]. Проте висока вартість та енерговитрати не дозволяють широко використовувати технології оскловування та включення РАВ у кераміку.

На сьогодні матеріалом, який найбільш використовується для кондиціонування низько- та середньоактивних відходів, є портландцемент та його різновиди (шлакопортландцемент, пуццолановий тощо).

Протягом тривалого часу цементування РАВ АЕС та підприємств з переробки ядерного палива є загальновизнаною практикою [3].

Хімічні та фізичні властивості портландцементу добре відомі, накопичено багатий досвід його використання в будівництві. Проте багатьох, навіть вчених, дивує велика різниця в термінах експлуатації античних та сучасних споруд, виготовлених з портландцементу.

104

Відомі, наприклад, випадки швидкого руйнування бетону (30-50 років), що використовувався для реставрації давньоримських споруд, тоді як первинний бетон в аналогічних умовах експлуатувався понад 2000 років.

Вивчення причин високої довговічності древніх розчинів та бетонів порівнянно з сучасними призвело до висновку, що в бетоні в процесі тривалої експлуатації одночасно відбуваються два процеси - деструктивний і конструктивний. Деструктивний процес пов'язаний з навантаженнями та кліматичним впливом, швидкість його залежить від характеру мікро-, мезо- та макроструктури бетону. Конструктивний зумовлений в основному процесами, що протікають за рахунок подальшого структуроутворення з поглибленням гідратації цементу. Істотне значення при цьому має мінералогічний склад новоутворень цементного каменю. Аналізуючи причини виняткової довговічності древнього бетону порівнянно з портландцементним, можна констатувати, що присутність у складі продуктів гідратації високоосновних гідросилікатних фаз не забезпечує довговічності на рівні довговічності древнього бетону.

Побудовані з римського бетону окремі будинки і споруди стоять і понині, хоча деякі з них постійно перебувають в морській солоній воді (стіни гавані (Кесарія)) та гарячій воді мінеральних джерел (Терми). Пантеон у Римі витримав декілька потужних землетрусів. Не менш цікаві в цьому відношенні гідротехнічні споруди, бетонні дороги, багат шарові підлоги, склепіння та куполи [5].

Якщо проаналізувати мінералогічний склад каменю сучасного портландцементу, то, на відміну від каменю древніх цементів, він характеризується наявністю, крім гідросилікатів кальцію, гідроксиду кальцію, високоосновних гідросилікатів і гідроалюмосилікатів кальцію, гідросульфалюмінатів кальцію.

Проте, по-перше, зазначені новоутворення метастабільні і з часом перекристалізуються в стабільніші сполуки нижчої основності, що сприяє розвитку деструктивних процесів. По-друге, високоосновні гідратні мінерали більш розчинні і тому в більше схильні до корозійного впливу. По-третє, в'язуча здатність (міцність при стисненні) високоосновних гідратних фаз у два з половиною - чотири рази нижча від низькоосновних тоберморитових фаз. Порівняння стійкості фазових складових силікатних матеріалів показало, що за стійкістю їх можна розмістити так: гідросилікати кальцію > гідрогранати > гідроалюмінати кальцію. Вивчення стійкості гідросилікатів кальцію показало, що за розчинністю їх можна розставити так: ксеноліт < тоберморит < CSH(I) < гідрат C_3S_2 < гідрат αC_2S < гідрат γC_2S (де C-CaO, S-SiO₂, H-H₂O) [6].

Введення в цемент сполук лужних металів в значно більших кількостях, ніж це допускалося принципами композиційної будови традиційних цементів на основі сполук кальцію і магнію, дозволило розглянути сполуки лужних металів не лише як активізатора твердіння, але і як самостійно функціонуючого компонента в'язучої системи $Me_2O-MeO-Me_2O_3-SiO_2-H_2O$ (де Me - лужний елемент), основним продуктом структуроутворення якої є низькоосновні гідросилікати кальцію і цеолітоподібні продукти.

Шлаколуужні в'язучі характеризуються наявністю в їх складі продуктів гідратації, як основних структуроутворюючих фаз, низькоосновних гідросилікатів кальцію (тоберморит, ксеноліт, гідроліт тощо), а в додаткових - лужних-лужноземельних гідроалюмосилікатів типу цеолітів, слюд, фельдшпатоїдів.

В лужних бетонах протягом тривалого часу спостерігається поглиблення процесів гідратації, внаслідок чого утворюються низькоосновні гідросилікати кальцію та цеолітоподібні водостійкі продукти лужного, а також змішаного (лужно-лужноземельного) складу, що є аналогами природних цеолітів. Природа новоутворень в лужних бетонах зумовлює їх високу водонепроникність та стійкість до агресивних середовищ [6].

Присутність постійного сильнолужного середовища створює сприятливі умови для утворення первинних фаз - низькоосновних гідратних сполук. В подальшому синтезуються змішані новоутворення лужно-лужноземельного складу. Ці особливості зумовлюють виключні властивості штучного цементного каменю, а саме: активність шлаколужних в'язучих понад 100 МПа, морозостійкість до 1000 циклів і вище, водонепроникність W10-W50, високу корозійну стійкість в різних мінеральних і органічних агресивних середовищах,

105

жаростійкість, підвищену адгезію до сталі і інших поверхонь, зносостійкість, довговічність. Постійна присутність в твердіючій композиції лужного компоненту зумовлює її високу спроможність захищати арматуру від корозії і здатність твердіти при мінусових температурах.

Характерною ознакою застосування традиційних портландцементів при іммобілізації РАВ є те, що радіонукліди при цьому лише фізично зв'язуються в цементному камені, без хімічної взаємодії з матрицею.

Принципово інший підхід базується на створенні мінераловидної матриці за рахунок хімічного зв'язування радіонуклідів у її складі. Синтез в лужному цементному камені цеолітоподібних гідратних новоутворень, що мають високі сорбційні властивості, є додатковим фактором фізичного блокування радіонуклідів. Радіоактивні елементи при цьому не лише формують структуру штучного каменю, а й опиняються зачиненими в тримірній ґратці каркасної матриці, що має великі енергетично ненасичені порожнини.

Радіонукліди цезію і стронцію, що належать до лужних та лужноземельних елементів, фіксуються в матрицях на основі аналогів лужних, лужноземельних і лужно-лужноземельних алюмосилікатних мінералів - польових шпатів, фельдшпатоїдів або цеолітів. Причому для фіксації цезію перевагу необхідно віддавати калійвмісним мінералам, оскільки в природі цезій міститься в багатих калієм алюмосилікатах внаслідок ізоморфного заміщення калію. При достатній кількості цезію він може утворювати самостійну фазу - цезійвмісний поллучит.

Для фіксації стронцію доцільно використовувати синтезовані аналоги калійвмісних алюмосилікатних мінералів.

Відомо, що такі природні цеоліти, як анальцим, шабазит, содаліт, натроліт, кліноптилоліт, морденіт тощо здатні до катіонного обміну натрію та калію на цезій, а кальцію - на стронцій. Мінерали групи анальциму можуть вміщувати в кристалічну ґратку елементи цезію та стронцію і утворювати Na-Sr-анальцим (вайракіт) та Ni-Cs-анальцим-поллучит [7].

Штучний цеоліт Р типу природного жисмондіту характеризується підвищеною селективністю до катіонів стронцію [8].

Для виробництва шлаколужних в'язучих сировиною можуть слугувати гранульовані шпаки доменного виробництва, сталеплавильні шлаки, електротермофосфорні шлаки, золи, гранульовані шлаки кольорової металургії. Як лужний компонент використовують соду, поташ, розчинні лужні силікати, фтористий натрій, а також побічні продукти і відходи різних виробництв типу плаву лугів, содолужного плаву, метасилікату натрію, природної соди тощо. Крім того, після відповідної підготовки можуть знайти застосування луговмісні відходи, які утворюються в різних галузях (гальванічні процеси, обробка поверхні чорних металів, атомна енергетика тощо), де використовуються луґи, сода і поташ у вигляді лужних розчинів різної концентрації [9].

Введення у в'язучу систему сполук лужних металів істотно впливає на зміну мінералогічного складу цементного каменю зробить його близьким до складу каменю древніх цементів. Введення добавок мінерального походження (глин, скла, склоподібних і кристалічних гірських порід, а також спеків і клінкерних речовин) дозволяє одержувати модифіковані шлаколужні в'язучі із заданим комплексом властивостей.

Результати дослідних робіт з іммобілізації реальних рідких РАВ Хмельницької та Чорнобильської АЕС, а також радіаційно забруднених ґрунтів, які проводилися науковцями Державного інституту в'язучих речовин та матеріалів ім. В.Д. Глуховського, свідчать, що без погіршення фізико-механічних характеристик штучного каменю можна включати до його

складу до 80% ґрунтів (супісок), або до 35% високосольових кубових залишків після випарювання рідких РАВ. При цьому швидкості вилуговування ^{137}Cs через 28 діб за ГОСТ 29114-91 складала $1,64 \cdot 10^{-4}$ - $9,44 \cdot 10^{-5}$ г/(см²·доб), що значно краще, ніж для компаундів на основі портландцементу - $1,5 \cdot 10^{-3}$ - $2,4 \cdot 10^{-3}$ г/(см²·доб). Особливість фазового складу продуктів твердіння цеолітовидних новоутворень забезпечує підвищену термостійкість

106

таких композитів. Це зумовлене тим, що цеоліти при термообробці до 400-750 °С проходять стадійні фазові перетворення - дегідратацію та наступну кристалізацію лужних безводних алюмосилікатів типу фельдшпатоїдів (нефелін, лейцит) та польових шпатів (альбіт, ортоклаз, анорит) [11]. При цьому твердофазні реакції, що проходять без участі рідини, зумовлюють підвищену тріщиностійкість штучного каменю.

Таким чином, проведений аналіз дозволяє стверджувати, що одним із ефективних шляхів підвищення довговічності надійної ізоляції радіоактивних відходів є застосування лужних та шлаколужних в'язучих.

Підсумовуючи викладене, можна зазначити:

1. Зважаючи на обмеженість природних ресурсів органічного палива, необхідність поступового зменшення емісії парникових газів, наявність значних запасів уранових руд, альтернативи використанню ядерної енергії протягом найближчого десятиріччя в Україні не існує.
2. Є можливості для гарантування суспільству того, що тривала ізоляція РАВ може здійснюватися з мінімальним впливом на довкілля.
3. Розробка і використання лужних в'язучих для іммобілізації твердих і рідких РАВ, в т.ч. ґрунтів та будівельного сміття, відкривають великі можливості для вирішення проблем надійної тривалої ізоляції РАВ, що будуть утворюватися при знятті з експлуатації енергоблоків АЕС та перетворенні об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему.

Література

1. Korchagin P. Safe decommissioning of nuclear facilities - guarantee sustainable nuclear energy development in Ukraine. // Market transformation in the energy industries. Perspectives for the beginning of the third millennium. Regional WEC European Forum "KYIV-2000".
2. Корчагин П.А., Замостьян П.В., Шестопалов В.М. Обращение с радиоактивными отходами в Украине: проблемы, опыт, перспективы. // - К.: Иван Федоров, 2000. - 178 с
3. Канцедал В.П., Саенко С.Ю., Тарасов Р.В. и др. "Исследование применения технологии газостатического прессования радиоактивных отходов для изготовления компактных коррозионно-радиационностойких изделий длительного хранения и последующего захоронения". // Заключительный отчет ОНТД 325/05.03.92, ХФТИ. Харьков. 1992.
4. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Improved cement solidification of low and intermediate level radioactive wastes. // IAEA Technical Reports Series №350. Vienna. 1993.
5. Кривенко П.В. Мінералогія цементного каменю та довговічність бетону. // Вісн. акад. будівництва України, - К.: ДП "Укрархбудінформ". 2001, № 10. С. 16-22
6. П.В. Кривенко, Е.К. Пушкарева. Долговечность шлакощелочного бетона. // К.: Будивельник, 1993, 224 с.
7. Д.Брек. Цеолитовые молекулярные сита. // М.: Мир. 1976. 781 с.
8. Сендеров Э.Э., Хитаров Н.И. Цеолиты, их синтез и условия образования в природе. // -М., Наука, 1970. -287 с.
9. Щелочные и щелочно-щелочноземельные вяжущие и бетоны / Под общ. ред. В.Д. Глуховского. - К.: Вища школа, - 1979. -232 с.
10. O.Brodsko. Experience of Exploitation of the Alkaline Cement Concretes, Alkaline cements and concretes. // Proceeding of the Second International Conference Scientific Research Institute of Binders and Materials. 1999. Oranta Ltd., Kyiv. - P. 657-668.
11. Скурчинская Ж.В. Синтез аналогов природных минералов с целью получения искусственного камня: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. - К., 1973. - 24 с.

Державне спеціалізоване підприємство "Центр переробки і захоронення техногенних відходів "Техноцентр"

107

П.О.Корчагін. ШЛЯХИ ПІДВИЩЕННЯ НАДІЙНОСТІ ІЗОЛЯЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Підвищення надійності ізоляції радіоактивних відходів від біосфери при їх зберігання або захоронення і протягом тривалого часу є актуальною проблемою. На основі аналізу причин довговічності античних бетонів наведено обґрунтування доцільності застосування лужних цементів для іммобілізації низько- та середньоактивних відходів. Спрямоване формування в продуктах твердіння цеолітоподібних низькоосновних новоутворень є одним з найперспективніших шляхів підвищення механічної та хімічної стійкості бетонів, як матеріалів матриць для РАВ, а відповідно, і їх довговічності.

Pavel Korchagin. RADWASTE ISOLATION SAFETY IMPROVEMENT METHODS

It is bit a vital problem to improve radwaste isolation safety during long-term storage or disposal. Basing on analysis for reasons of ancient concrete durability, the author provides for rationality justification of basic concrete usage for low and intermediate level waste immobilization. Directional generating of zeolite-like basic neoformattions in solidification products is one of the most progressive methods for mechanical and chemical resistance of concrete as radwaste matrix materials and respectively its du-rability.

108

УДК 551.4:5513+556.388638.14.39514.15:546.96.502.55:621.039.7

Д.А. Бугай

ГЕОСТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ ^{137}Cs В ТРАНШЕЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ НА ПВЛРО "РЫЖИЙ ЛЕС"

Институт геологических наук НАН Украины

Резюме. *Представлены данные геостатистического анализа распределения активности ^{137}Cs (A_{Cs}) в траншее М22-Т на участке экспериментального полигона в пункте временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО) "Рыжий лес". Исследования показали, что распределение активности ^{137}Cs в траншее №22-Т характеризуется четко выраженными закономерностями пространственной корреляции и изменчивости измерений. Радиус влияния структурной функции - вариограммы - для $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ вдоль траншеи (ось X) составил приблизительно 17 м. Для направления поперек траншеи (Y) и вертикального (Z) радиусы влияния соответствующих направленных вариограмм составили 4 м. Корректность построенной структурной модели распределения радиоактивности была проверена в ходе специального эксперимента по ее верификации. Геостатистическая модель была использована для трехмерной пространственной интерполяции и визуализации распределения ^{137}Cs в захоронении. Оцененные геостатистические параметры могут быть использованы для оптимизации схем пробоотбора для аналогичных ПВЛРО: расстояние между точками измерений должно составлять менее половины радиуса влияния вариограммы в соответствующем направлении. Описанный методический подход может быть использован для решения сходных задач для других хранилищ РАО и объектов сосредоточения радиоактивных материалов в зоне ЧАЭС.*

1. Введение

Институтом геологических наук (ИГН) НАНУ в 1994-95 годах был оборудован специальный экспериментальный участок у траншеи №22-Т ПВЛРО "Рыжий лес", на котором в последующие годы был выполнен комплекс работ по экспериментальным исследованиям и математическому моделированию гидрогеологической миграции радионуклидов из приповерхностного захоронения радиоактивных отходов (траншеи № 22-Т) [1]. С 1999 г. экспериментальный участок у траншеи №22-Т стал базовым для международного сотрудничества, в котором наряду с ИГН НАНУ и Украинским научно-исследовательским институтом сельскохозяйственной радиологии (УкрНИИСХР) принимает участие Институт ядерной безопасности и радиационной защиты (IRSN, Франция) [2-7]. Исследования проводятся в рамках Партнерской программы Украинского научно-технического центра (УНТЦ).

Важный аспект работ по характеристике радиационных условий экспериментального участка состоял в изучении пространственного распределения и оценке запасов радионуклидов в траншее №22-Т, а также в интерполяции точечных данных измерений радиоактивности в теле траншеи на регулярную пространственную трехмерную сетку [4-5]. Задача интерполяции была связана с необходимостью визуализации распределения радиоактивности в теле траншеи, и с математическим моделированием траншеи как трехмерного источника поступления радионуклидов в геологическую среду [6].

Для решения указанной задачи был использован аппарат геостатистического анализа [8-9]. Геостатистические методы исходно разрабатывались в применении к картированию и оценке характеристик рассеивания полезных ископаемых [8]. В последние годы эти методы

также зарекомендовали себя как эффективный инструментарий при обследованиях и оценке пространственного распределения загрязнителей на участках сосредоточения радиоактивных и химических токсичных отходов [10].

109

Геостатистические исследования для траншеи №22-Т включали построение структурной модели распределения радиоактивности с использованием структурных функций – вариограмм, описывающих пространственную корреляцию и изменчивость активности ^{137}Cs в теле траншеи. Далее была выполнена трехмерная интерполяция пространственного распределения ^{137}Cs с использованием геостатистического метода – крайгинга. Важное преимущество крайгинга по сравнению с другими методами интерполяции состоит в том, что он позволяет получить оценку ошибки интерполяции (дисперсию крайгинга). Адекватность построенной структурной модели распределения ^{137}Cs была проверена в ходе специального эксперимента по ее верификации. Для ряда специально выбранных точек результаты интерполяционных расчетов были сопоставлены с независимыми данными радиометрического определения содержания ^{137}Cs в траншее.

Ниже в статье описана использованная методология и результаты геостатистического анализа распределения активности ^{137}Cs в траншее № 22-Т. Полученные геостатистические характеристики (параметры пространственной корреляции) радиоактивности в захоронении РАО могут быть использованы для оптимизации отбора проб при радиационных обследованиях аналогичных ПВЛРО. Описанный методический подход применим для решения сходных задач для других хранилищ РАО и объектов сосредоточения радиоактивных материалов в зоне ЧАЭС.

2. Экспериментальный набор данных

Радиационные и гидрогеологические условия экспериментального участка подробно описаны в ряде наших предыдущих публикаций [1-2]. Объект исследований – захоронение №22-Т – представляет собой траншею длиной около 70 м, шириной 5-6 м и глубиной 2-3 м. В ходе работ по дезактивации ближней зоны ЧАЭС в 1987 г. в траншее были захоронены почва, перегнившая подстилка и остатки лесной растительности с удельной активностью по ^{90}Sr и ^{137}Cs порядка 10^5 - 10^6 Бк/кг.

Работы по характеристике распределения ^{137}Cs были выполнены исследовательской группой УкрНИИСХР под руководством В.А. Кашпарова методом гамма-каротажа тела захоронения по пробуренной ручным способом сети разведочных скважин [7]. Удельная активность ^{137}Cs в грунте определялась по эмпирической корреляционной зависимости между содержанием радионуклида в грунте ($A_{\text{Cs},i}$, Бк/кг) и количеством гамма-квантов, измеренных погружным радиометрическим датчиком (N, число распадов за 10 с):

$$A_{\text{Cs},i} = G \cdot N, \quad G = 2.5 \pm 1 \text{ Бк/кг} \cdot \text{расп.}^{-1}.$$

Соответствующая экспериментальная методика и инструментальные средства подробно описаны в [5, 7]. По данным гамма-каротажа среднее значение активности ^{137}Cs в теле траншеи Ж22-Т составило 280 кБк/кг, а максимальное значение – 1,9 МБк/кг.

Основная сеть скважин для радиационного обследования траншеи была релизована в 1999 г. (рис. 1). Всего было пробурено около 130 скважин глубиной 2-2,5 м (глубина скважин лимитировалась уровнем подземных вод). Скважины были организованы в 16 сечений поперек траншеи, при расстоянии между сечениями около 5 м. Число скважин в каждом сечении варьировало от трех до 11. В каждой скважине были выполнены “точечные” замеры радиоактивности грунта погружным радиометрическим датчиком с шагом по вертикали 10 см (рис. 2). Общее число точечных замеров радиоактивности составило более 2500.

3. Геостатистическая модель распределения ^{137}Cs в теле траншеи

Статистические характеристики исходного набора замеров активности ^{137}Cs в теле траншеи №22-Т представлены в табл. 1. Для разграничения точек внутри и за пределами траншеи было принято пороговое значение активности ^{137}Cs - 100 кБк/кг. Грунт внутри и за пределами траншеи также различался по внешним признакам (темный гумусированный

грунт внутри траншеи контрастировал с вмещающим песчаным эоловым песком светло-желтого цвета).

110

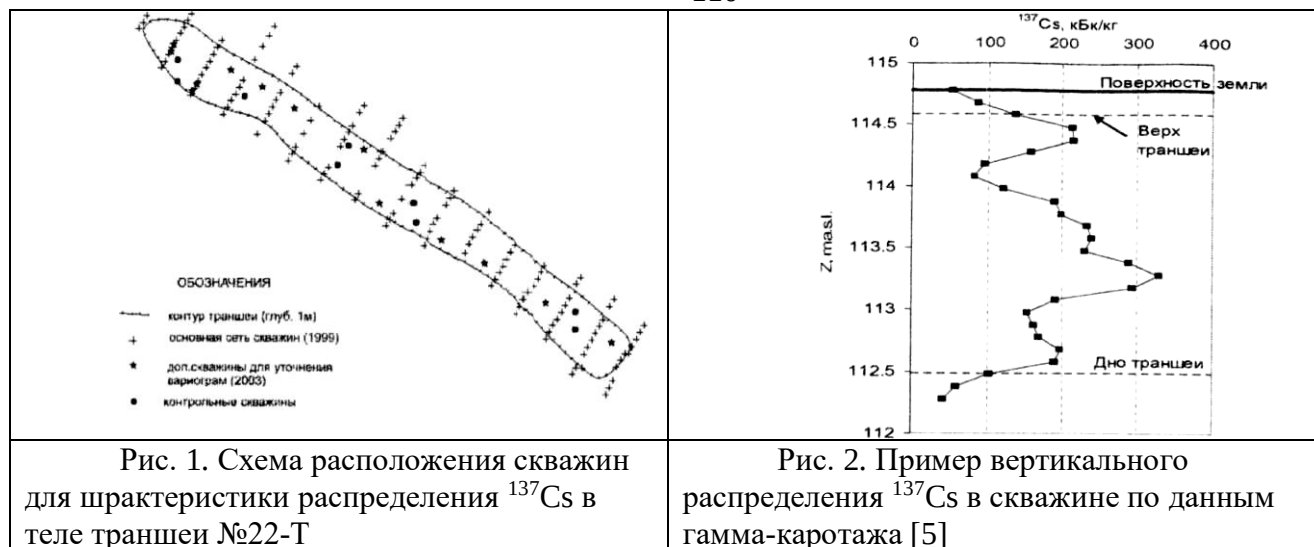


Таблица 1 - Статистические характеристики набора данных измерений активности ^{137}Cs , использованного в геостатистическом анализе

Параметр	Исходный набор данных УкрНИИСХР (A_{Cs})	Преобразованный набор данных ($\log_{10} A_{\text{Cs}}$)
Число точек измерений	2557	773
Среднее	352	2,53
Минимум	13	1,89
Максимум	1875	3,27
Стандартное отклонение	176	0,20
Асимметрия	1,5	-0,4

Прежде чем выполнять геостатистический анализ, были выполнены предварительные преобразования набора данных, которые обеспечили более благоприятные статистические характеристики последнего. Была преобразована система пространственных координат таким образом, чтобы она была согласована с геометрией траншеи: ось X стала направленной поперек траншеи, ось Y - вдоль траншеи, ось Z - вертикально вниз.

Исходно расстояние по вертикали между точками измерений в отдельных скважинах составляло 10 см. В то же время каждое точечное измерение радиоактивности в скважине в основном формировалось ^{137}Cs , распределенным в "элементарном" почвенном объеме на расстоянии 10-15 см по вертикали и в радиусе 10-15 см от точки измерений (по оценке В.Йощенко). При шаге по вертикали в 10 см "элементарные" объемы для соседних точек измерений накладывались друг на друга, что не корректно с позиций классической геостатистики. В преобразованном наборе данных расстояние между точками измерений по вертикали было увеличено до 30 см. В результате каждое измерение соответствовало активности в непересекающихся "элементарных" объемах почвы.

Также были приняты предосторожности, чтобы исключить возможные пертурбации статистических характеристик анализируемого параметра на краевых (переходных) зонах "траншея - коренной грунт". Статистические характеристики таких переходных зон часто существенно отличаются от основного массива измерений, и их наличие может затруднить интерпретацию данных и построение экспериментальных вариограмм [10, 11]. Соответственно, из набора данных были удалены некоторые точки (измерения) в верхней и нижней части профилей грунта, выходящие за пределы тела траншеи, где имел место

очевидный переход "траншея - коренной грунт". Аналогичная процедура была применена для периферийных участков траншеи в горизонтальном направлении.

Наконец, мы применили часто используемое в геостатистике [9-12] логарифмическое преобразование. Значения активности ^{137}Cs (обозначим их A_{Cs}) были заменены на десятичные логарифмы: $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$. Логарифмическое преобразование обеспечило

111

ряд благоприятных характеристик для преобразованного набора данных (см. табл. 1). Распределение значений параметра приблизилось к симметричному (асимметрия распределения уменьшилась с 1,5 до -0,4), и нормальному. Близость набора данных $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ к нормальному распределению иллюстрируется построением кумулятивной кривой частотного распределения в специальных (нормальных) координатах [13]: соответствующая частотная кумулятивная кривая для преобразованного набора данных близка к прямой (рис. 3).

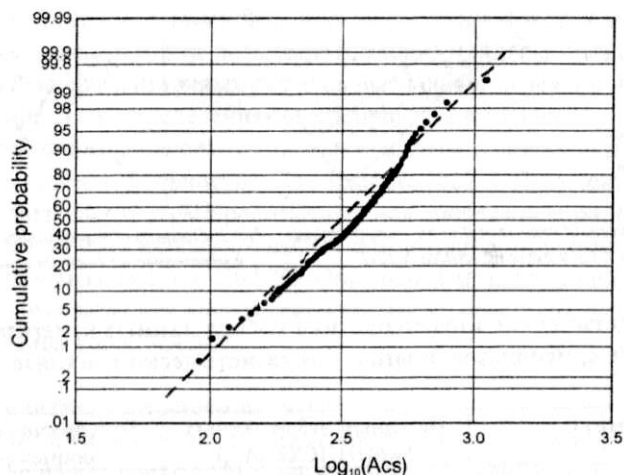


Рис. 3. Кумулятивное частотное распределение для набора данных $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ в специальных (нормальных) координатах

Нормальное распределение является важным свойством набора данных при использовании крайгинга с точки зрения построения доверительных интервалов для интерполяционных оценок. Для нормально распределенного набора данных рассчитанные по край- гингу оценки дисперсии могут быть непосредственно использованы для построения доверительных интервалов [10]. Логарифмическое преобразование также обеспечивает не отрицательную, а физически осмысленную величину интерполяционных оценок параметра после обратного преобразования.

Экспериментальные вариограммы для логарифмически преобразованных значений активности ^{137}Cs $F = \log_{10}(A_{\text{Cs}})$ были рассчитаны по формуле [8, 9]

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (F_i - F_{i+h})^2$$

где h - расстояние между точками измерений X_i и X_{i+h} в трехмерном пространстве, F_i и F_{i+h} - значения анализируемой переменной в указанных точках, а $N(h)$ - число пар значений параметра для заданного расстояния h . В общем случае вариограмма представляет собой функцию векторного аргумента (зависит от расстояния между точками и от направления) и показывает, как в среднем различается (варьирует) содержание радионуклида (в нашем случае с учетом логарифмической трансформации) в пробах в зависимости от расстояния между точками опробования в заданном направлении [12]. Если вариограмма, начиная с некоторого значения $h > R$, "выползает", достигая асимптотического значения дисперсии, то R называют радиусом влияния вариограммы (range). Для $h < R$ измерения скоррелированы (взаимосвязаны) и рассчитанное значение $\gamma(h)$ меньше дисперсии в целом по набору данных. Заметим, что построение вариограмм является необходимым предварительным условием при крайгинге, так как весовые интерполяционные коэффициенты рассчитываются на основании значений вариограмм. Вариограмма влияет также на расчет дисперсии крайгинга [8, 9].

Геостатистические расчеты были выполнены с использованием пакета программ GSLIB, написанного на языке программирования Фортран [9]. В частности, для построения экспериментальных вариограмм была использована подпрограмма GAMV из указанного пакета.

Предварительные оценки показали, что набор $\log_{10}(A_{Cs})$ характеризуется анизотропией. Поэтому расчеты экспериментальных вариограмм были выполнены в направлении трех главных координатных осей (X, Y и Z), которые, как уже отмечалось, были согласованы с геометрией траншеи. Результирующие вариограммы для указанных направлений представлены на рис. 4. Радиус влияния для оси Y (вдоль траншеи) составил около 15-20 м. Для направления X (поперек траншеи) радиус влияния составил около 4 м. Для вертикального направления (ось Z) асимптотический порог не был достигнут, так как траншея имеет ограниченную глубину (менее 3 м). Однако, при совместном помещении на график, вариограммы для направлений X и Z ведут себя сходным образом (см. рис. 4).

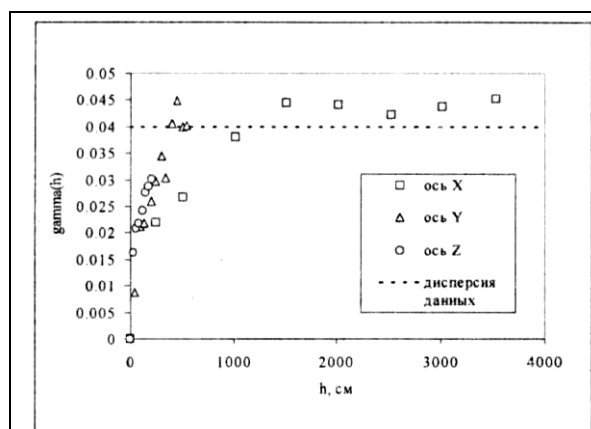


Рис. 4. Экспериментальные вариограммы для набора данных $\log_{10}(A_{Cs})$ для траншеи M22-T

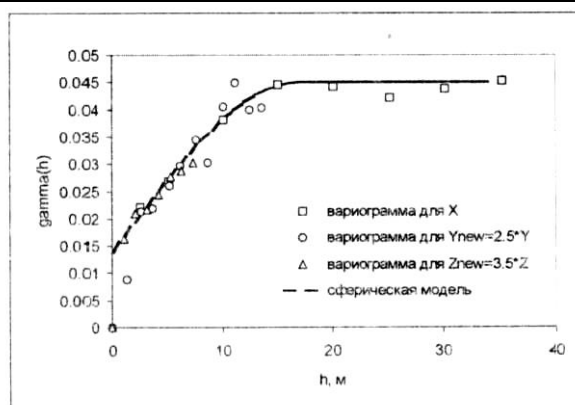


Рис. 5. Модельная сферическая вариограмма (в преобразованных координатах)

Анизотропия данных затрудняет математические процедуры при крайгинге [8]. Поэтому было применено следующее преобразование координат:

$$X_{\text{new}}=2,5 \cdot X, Z_{\text{new}}=3,5 \cdot Z.$$

В новых координатах (X_{new} , Y, Z_{new}) пространственная структура набора $\log_{10}(A_{Cs})$ может рассматриваться как изотропная, и описывается следующей модельной сферической вариограммой (графическое изображение - на рис. 5):

113

$$\gamma(h) = C_0 + 0.5C_1 \left[\left(\frac{3h}{a} \right) - \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right], \quad h < a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C_1, \quad h \geq a$$

где $a=17$ м - радиус влияния; $C_0=0,014$ - т.н. эффект самородков (nugget), и $C_0+C_1=0,045$ - порог вариограммы (sill).

4. Верификация геостатистической модели

Построение вариограмм является субъективным процессом, поэтому прежде чем осуществлять основные расчеты, рекомендуется провести тест по верификации (validation) геостатистической модели и интерполяционных параметров крайгинга [9, 10]. В типовом тесте по перекрестной верификации (cross-validation) анализируемый набор данных подразделяется на две части: первая - основной набор данных, используемый для построения интерполяционных оценок с использованием крайгинга, и вторая - контрольный набор данных для перекрестной верификации. В ходе теста оцениваются массив значений ошибок крайгинга:

$$\varepsilon_i = F(X_i) - F^*(X_i),$$

где $F(X_i)$ - измеренное значение параметра в контрольной точке X_i , $F^*(X_i)$ - интерполяционная оценка. Еще один важный параметр - так называемая нормированная ошибка крайгинга (reduced kriging error):

$$\varepsilon_i^* = \varepsilon_i / \sigma_k(X_i),$$

где $\sigma_k(X_i)$ - расчетная дисперсия крайгинга в точке X_i .

Критерии верификации геостатистической модели имеют вид [10]:

$$1 + \left(2\sqrt{\frac{2}{n}} \right) < \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^{*2} \right)^{0.5} < 1 - \left(2\sqrt{\frac{2}{n}} \right), \quad (1)$$

а условие того, что оценка не является смещенной (unbiasedness condition), записывается

$$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i \approx 0. \quad (2)$$

Здесь n - число точек в контрольном наборе данных.

Еще один количественный критерий имеет следующий вид [14]:

$$Q_1 = \left| \frac{1}{n} \sum_i \varepsilon_i \right| < \frac{2}{\sqrt{n}}, \quad (3)$$

где согласно теоретическим предпосылкам величина Q_1 должна быть нормально распределена с математическим ожиданием 0 и дисперсией $1/n$ [15].

Наконец, еще один интуитивный критерий для верификации геостатистической модели состоит в том, что контрольные измерения $F(X_i)$ должны попадать в 95-процентный доверительный интервал, полученный на основе процедуры крайгинга:

$$F(x_i) \in [F^*(x_i) - 1.96 \sigma_k(x_i); F^*(x_i) + 1.96 \sigma_k(x_i)], \quad (4)$$

(последняя формула предполагает нормальное распределение параметра $F(X_i)$).

114

В нашем случае контрольный набор данных состоял из точек гамма-каротажа, полученных по дополнительным скважинам, которые были пробурены отдельно от основной сети радиометрических скважин для характеристики радиоактивного загрязнения подземных вод (см. рис. 1). Общее число контрольных замеров составило $n=46$. Радиус поиска крайгинга в преобразованных координатах был принят равным 6 м (что несколько больше среднего расстояния между отдельными замерами), а максимальное число точек для интерполяции было принято равным 8 (согласно рекомендациям [11]).

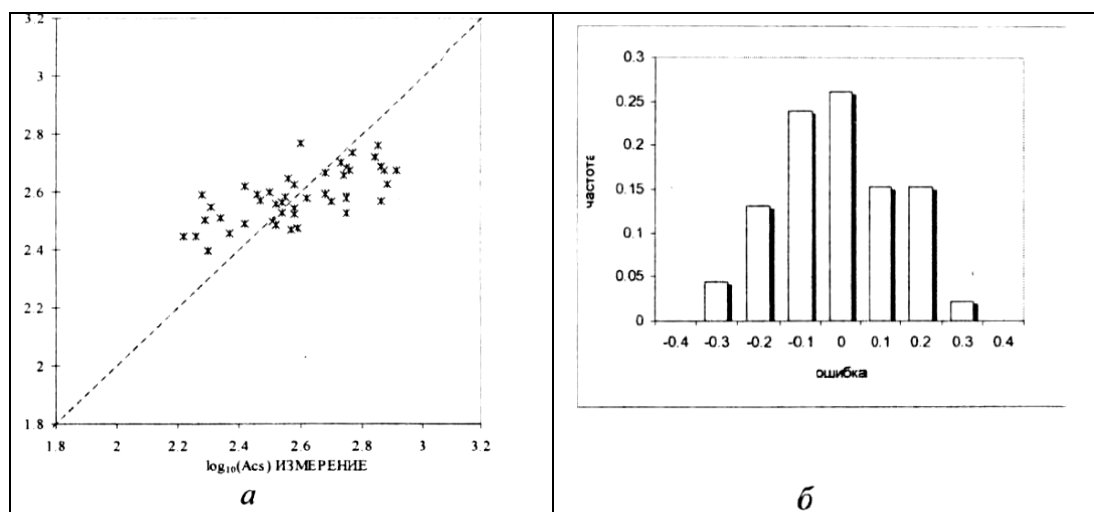


Рис. 6. Результаты теста по перекрестной верификации геостатистической модели:

а - сопоставление крайгинговых оценок и измеренных значений $\log_{10}(A_{cs})$;

б - частотное распределение ошибок крайгинга

Сопоставление контрольных и интерполированных по методу крайгинга значений $\log_{10}(A_{Cs})$ представлено на рис. 6,а. Точки на графике распределены вокруг линии "идеального соответствия" $X=Y$ ("оценка = измерение"). График показывает некоторую тенденцию интерполяционного метода к занижению высоких значений и завышению малых величин. Это обусловлено осреднением, которое присуще крайгингу. Распределение ошибок крайгинга (рис. 6,б) является симметричным (центрированным вокруг нуля), что согласуется с обсуждавшимися выше теоретическими предпосылками. На рис. 7 приведено сравнение интерполяционных оценок, с учетом доверительных интервалов, рассчитанных по

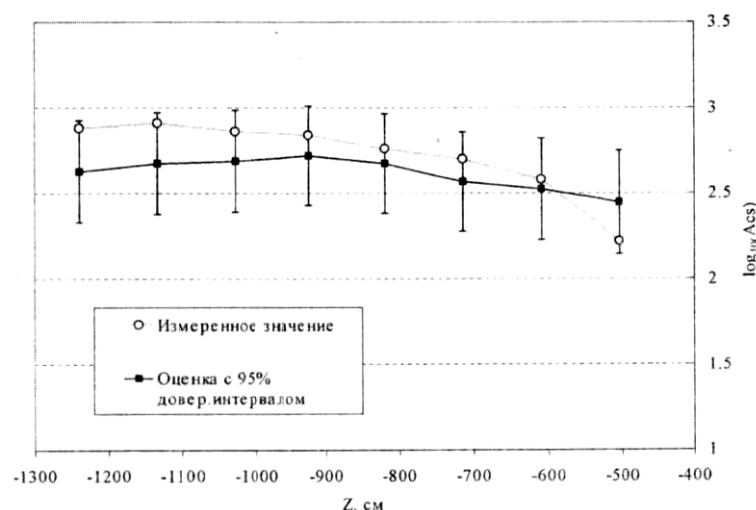


Рис. 7. Сопоставление результатов интерполяции по методу крайгинга и результатов независимых измерений для одной из контрольных скважин

115

формуле (4), с результатами измерений для одного из профилей контрольных точек. В этом случае, так же, как и в других, результаты контрольных измерений согласуются с расчетными доверительными интервалами. Еще раз отметим очевидную тенденцию крайгинга к некоторому осреднению расчетных значений. Статистические критерии теста по перекрестной верификации подытожены в табл. 2. Все перечисленные выше критерии для верификации структурной модели были соблюдены. Среднее и максимальное значение абсолютной ошибки крайгинга для $\log_{10}(A_{Cs})$ в контрольных точках составило 0,12 и 0,3 соответственно. (Для сравнения среднее значение $\log_{10}(A_{Cs})$ для контрольного набора данных составило 2,6). При обратном преобразовании к исходным значениям активности ^{137}Cs указанные ошибки транслируются в среднюю ошибку интерполяции "30%", и максимальную ошибку "100%" (т.е. в пределах коэффициент 2). Фактические интерполяционные ошибки согласуются расчетной дисперсией крайгинга.

Таблица 2 - Статистические критерии теста по перекрестной верификации структурной модели распределения радиоактивности в траншее №22-Т

Критерий	Допустимое значение (интервал)	Фактическое значение	Выполнен ли критерий (да/нет)
Критерий для среднеквадратичной нормированной ошибки (1)	[0,6; 1,4] (≈ 1)	0,9	Да
Оценка не смещена (2)	≈ 0	-0,01 (0,4%)	Да
Критерий для Q_1 (3)	0,3 (≈ 0)	0,07	Да
Контрольные измерения попадают в 95-процентные доверительные интервалы	-	-	Да

5. Визуализация распределения ^{137}Cs в теле траншеи и интерпретация данных

Построенная геостатистическая модель была использована, чтобы оценить пространственное распределение ^{137}Cs в траншее №22-Т. Трехмерная интерполяция была

выполнена методом простого крайгинга (ordinary kriging) с использованием программы KT3D из библиотеки GSLIB [9].

Интерполяционная сетка имела следующую размерность: $N_x=20$, $h_x=0,4$ м; $N_y=71$, $h_y=1$ м; $N_z=11$, $h_z=0,28$ м. Шаги сетки были масштабированы в соответствии с изменчивостью данных в направлении осей (основываясь на информации о радиусах влияния экспериментальных вариограмм). Визуализация массива интерполированных значений распределения активности ^{137}Cs в теле траншеи была осуществлена путем построения вертикальных разрезов в плоскостях (Y, Z) (вдоль траншеи) и (X, Z) (поперек траншеи) (рис. 8). Наблюдается весьма неоднородное распределение радиоактивности с несколькими участками повышенной активности в плоскости и по глубине траншеи. Пространственное интегрирование дало интегральную оценку содержания ^{137}Cs в траншее №22-Т в 600 ± 240 ГБк (на 2001 г.).

Известно, что ^{137}Cs , как правило, обладает низкой миграционной способностью в почвах зоны отчуждения. Незначительная миграция ^{137}Cs в грунтовом профиле на экспериментальном участке у траншеи №22-Т подтверждается относительно низкими (обычно $<0,1$ Бк/л) концентрациями радионуклида в грунтовом водоносном горизонте. Таким образом, имеющее место на сегодняшний день распределение ^{137}Cs в теле траншеи №22-Т, по-видимому, было обусловлено особенностями первоначальной загрузки РАО в траншею. Как мы видели выше, радиус влияния для оси Y (поперек траншеи) и Z (вертикально) приблизительно в четыре раза меньше, чем радиус влияния для оси X (вдоль траншеи). Подобная анизотропия, вероятно, была обусловлена методом захоронения загрязненного верхнего слоя почвы в траншею. Можно предположить, что загрязненная почва сгребалась (свертывалась) ножом бульдозерной техники в траншею

116

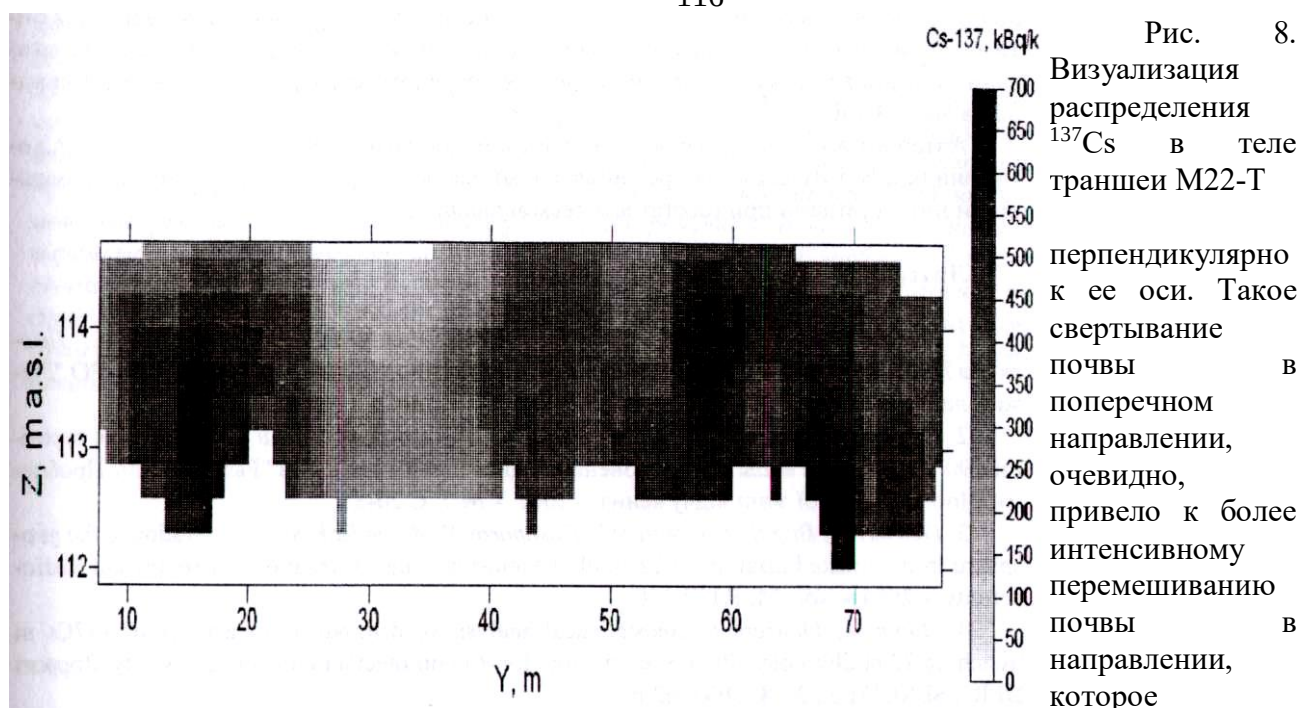


Рис. 8.

Визуализация распределения ^{137}Cs в теле траншеи М22-Т перпендикулярно к ее оси. Такое свертывание почвы в поперечном направлении, очевидно, привело к более интенсивному перемешиванию почвы в направлении, которое

соответствует осям Y/Z в локальной системе координат (что математически отразилось в уменьшении радиуса влияния вариограммы).

Полученные значения радиусов влияния вариограмм могут быть использованы для оптимизации пробоотбора при радиационных обследованиях ПВЛРО. Правило состоит в том, что расстояние между точками отбора проб (гамма-каротажа) должно составлять менее половины радиуса влияния вариограммы [11]. Соответственно, сеть пробоотбора должна быть в четыре раза более сгущенной для направлений Y (поперек траншеи) и Z (вертикального), чем для оси X (вдоль траншеи). Более углубленные подходы к оптимизации пробоотбора на основании геостатистических характеристик наборов данных приведены в [15].

6. Выводы

Выполненные нами геостатистические расчеты показали, что распределение активности ^{137}Cs в траншее №22-Т характеризуется четко выраженными закономерностями пространственной корреляции и изменчивости измерений. При этом построение структурных функций (вариограмм) выявило существенную анизотропию статистических характеристик набора измерений $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ для тела траншеи. Радиус влияния вариограммы $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ вдоль траншеи (ось X) составил 17 м. Для направления поперек траншеи (Y) и вертикального (Z) радиусы влияния соответствующих направленных вариограмм составили около 4 м. Корректность разработанной структурной модели была подтверждена в ходе теста по верификации. Результаты интерполяции по методу крайгинга (с использованием рассчитанных вариограмм) были сопоставлены с независимым контрольным набором измерений. Построенная геостатистическая модель была использована для трехмерной пространственной интерполяции и визуализации распределения ^{137}Cs в исследуемом захоронении. Описанный в статье методический подход и оцененные геостатистические

117

характеристики могут быть использованы для оптимизации схем пробоотбора для аналогичных; ПВЛРО, и для решения сходных описанным в статье задач для других объектов со средоточения радиоактивных материалов в зоне ЧАЭС.

Автор выражает благодарность коллегам из УкрНИЛСХР В.А. Кашпарову, Ю.В. Хомутинину и В.И. Йощенко за предоставленный набор данных, помощь в его использовании и интерпретации при геостатистическом анализе.

Литература

1. Джепо С.П., Скальский А.С., Бугай Д.А., Гудзенко В.В., Могильный С.А., Проскура Н.И. Полигонные исследования миграции радионуклидов на участке ПВЛРО "Рыжий лес" // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - 1995. - № 2. С.77-84.
2. Бугай Д.А., Джепо С.П., Скальский А.С., Кашпаров В.А. и др. Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захоронений радиоактивных отходов "Рыжий лес" // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - 2001. - № 7. С. 20-31.
3. Dewiere L., Bugai D., Grenier C., Kashparov V., Ahamdach N. ^{90}Sr migration to the geosphere from a waste burial in the Chernobyl exclusion zone // Journal of Environmental Radioactivity. - 2004. - Vol. 74. P. 139-150.
4. Bugai D., Dewiere L. Geostatistical analysis of distribution of activity of ^{137}Cs in trench no.22 at Chernobyl Pilot Site. Institute for Radioprotection and Nuclear Safety, Rapport DPRE/SERGD no.03-18, 2003, 62 p.
5. Bugai D., Kashparov V., Dewiere L. et al. Characterization of subsurface geometry and radioactivity distribution in the trench containing Chernobyl clean-up wastes // Environmental Geology. - 2005. - Vol 47. - P. 869-881.
6. Bugai D., Dewiere L. Global model for the ^{90}Sr transport in the aquifer at Chernobyl Pilot Site: model calibration and sensitivity analyses. Institute for Radioprotection and Nuclear Safety, Rapport DEI/SARG no.04-17, 2004, 56 p.
7. Kashparov V., Ahamdach N., Dewiere L. Trench source term characterization on the Chernobyl Pilot Site. Rapport DEI/SARG no.04-14, 2004, 72 p.
8. Clark I. Practical geostatistics. Geostokos Limited, Scotland, 2001.
9. Deutch C. V., Joynel A.J. GSLIB. Geostatistical software library and user's guide. Oxford University Press: New York - Oxford, 1998.
10. U.S. Army Corps of Engineers Practical aspects of applying geostatistics at hazardous, toxic, and radioactive waste sites. Techn. letter-report no.1110-1-175, Washington D.C., 1997.
11. Nalla D.J. and McBratney A.B. (2000) Soil spatial variability. In: Handbook of Soil Science (Editor M.E. Sumner), CRC Press, Boca Raton - London - etc., pp. A-321-A-352.
12. Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизации отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге, УкрНИИСХР, Киев, 2001, 160 с.
13. Berthouex P.M., Brown L.C. Statistics for environmental engineers. (Second ed.). Lewis Publishers, Boca Raton, 2002.
14. Kitanidis P. Geostatistics: Interpolation and inverse problems. In: The handbook of groundwater engineering. (Ed. J.W. Delleur). CRC Press, Boca Raton, 1999, pp. 12-1-12-20.
15. Flatman G.T., Yfantis A.A. Geostatistical strategy for soil sampling: The survey and census // Environ. Monit. Assess. 1984, Vol. 4. P. 335-349.

Д.Бугай. ГЕОСТАТИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ РОЗПОДІЛУ АКТИВНОСТІ ^{137}Cs В ТРАНШЕЇ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ НА ПТЛРВ "РУДИЙ ЛІС".

Наведено дані геостатистичного аналізу розподілу активності ^{137}Cs (A_{Cs}) в траншеї №2 2-Т на ділянці експериментального полігону в ПТЛРВ "Рудий ліс". Дослідження показали, що розподіл активності ^{137}Cs в траншеї №22-Т характеризується чітко вираженими закономірностями

118

просторової кореляції і мінливості вимірів. Радіус впливу структурної функції - варіограми - для $\log_{10}(A_{\text{Cs}})$ вздовж траншеї (вісь X) склав "17 м. Для напрямку поперек траншеї (Y) і вертикального (Z) радіуси впливу відповідних направлених варіограм склали "4 м. Коректність побудованої структурної моделі розподілу радіоактивності була перевірена в ході спеціального експерименту з її верифікації. Геостатистична модель була використана для тримірної просторової інтерполяції і візуалізації розподілу ^{137}Cs в захороненні. Оцінені геостатистичні параметри можуть бути використані для оптимізації схем пробовідбору для аналогічних ПТЛРВ: відстань між точками вимірів повинна складати менше половини радіуса впливу варіограми у відповідному напрямі. Описаний методичний підхід може бути використаний для розв'язання подібних завдань для інших сховищ РАВ і об'єктів накопичення радіоактивних матеріалів у зоні ЧАЕС.

119

УДК 576.8:599.72(477.41)

К. А. Слівінська

ПАЗИТОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОПУЛЯЦІЇ КОНЯ ПРЖЕВАЛЬСЬКОГО (*EQUUS PRZEWALSKII*) ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Аналізуються результати трирічних паразитологічних досліджень популяції коня Пржевальського Чорнобильської зони відчуження. Незважаючи на високий рівень зараженості, клінічно виявлених симптомів гельмінтозів у поголів'я диких коней не виявлено. Тварини зберігають характерні біологічні особливості та високу стійкість до інвазій, що проявляється в гарному клінічному стані та збільшенні чисельності поголів'я. Це забезпечується, з одного боку, еколого-фізіологічними особливостями виду хазяїна, з іншого - наявністю в місцях інтродукції значних територій з високим кормовим потенціалом.

На території поліських угідь Чорнобильської зони відчуження відбуваються процеси відновлення природних флористичних й фауністичних угруповань, куди як фактор гармонізації екосистем інтродуковано червонокнижний вид - коня Пржевальського (*Equus przewalskii* Poljkov 1881). З моменту інтродукції (осінь 1998 року) нами здійснювався паразитологічний супровід програми зі створення вільної популяції коней Пржевальського в Чорнобильській зоні відчуження.

Матеріал, методи та умови дослідження

Об'єктам дослідження були 37 голів коней Пржевальського, які постійно перебувають в умовах вільного випасу на території Чорнобильської зони відчуження. Протягом 1999-2001 рр. двічі на місяць відбиралися проби фекалій: групові - від дорослих коней Пржевальського; групові - від лошат коней Пржевальського; індивідуальні - від табунного жеребця Випада.

Для дослідження відібраного матеріалу використовували методи овоскопії (Трач, 1992; Herd, 1986) та гельмінтолярвоскопії (Котельников, 1984).

Досліджено рівень зараженості (contamination) інвазійними личинками стронгілід трави в місцях міграції коней Пржевальського (пасовища, біля водопою, кінські "туалети"). Для цього декілька разів на місяць протягом лютого - грудня 2000 року відбиралися проби трави та досліджувалися на наявність інвазійних елементів за методами Sievers-Prekehr (Sievers-Prekehr, 1973) та Бермана-Орлова в модифікації Шильнікова (Котельников, 1984).

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз багаторічних (1999-2001) еколого-паразитологічних досліджень популяції коней Пржевальського в природних умовах Київського Полісся (Чорнобильська зона відчуження) виявив стовідсоткову екстенсивність зараження дорослих коней стронгілідами (рис. 1) та стовідсоткову екстенсивність зараження лошат (1-12 місяців) параскаридами (рис. 2). Інвазія, викликана видом *Parascaris equorum*, виявлена у дорослих кобил, які слугують основним джерелом інвазії для підсисних лошат.

Отримані нами дані підтверджуються літературними відомостями з цієї проблеми. Відомо, що сезонна динаміка стронгілідних інвазій коней характеризується наявністю двох підйомів: весняного, більш вираженого, та відносно меншого осіннього (Duncan, 1974; Ogbourne, 1975; Mfitilodze, Hutchinson, 1990 тощо). Зниження осіннього піку зумовлюється збільшенням біотичного різноманіття пасовищної екосистеми, пов'язаного, в першу чергу,

120

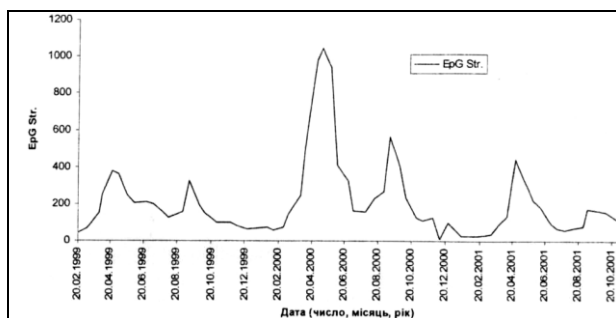


Рис. 1 - Результати овоскопії (EpG Str.) проб фекалій дорослих коней Пржевальського репродуктивної групи (9 коней), 1999-2001 рр.

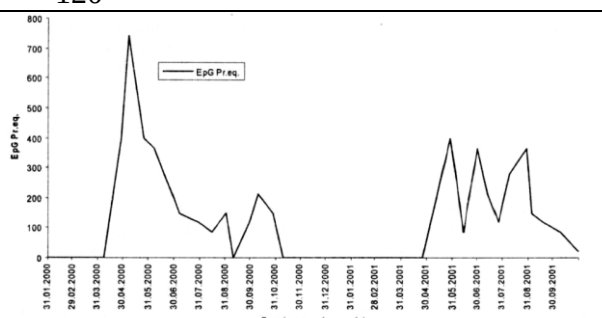


Рис. 2 - Результати овоскопії (EpG Pr.eq) проб фекалій лоша (1-12 місяців) коней Пржевальського, 2000-2001 рр.

із сезонами та фазами вегетації рослин, а також з розвитком імунологічної реактивності хазяїна. Відомо, що споживання певних видів рослин регулює чисельність паразитів (Чеботарьов, 1956 та ін.). Зокрема, нами встановлено, що в зоні відчуження поширені такі антигельмінтні рослини, як пижмо звичайне (*Tanacetum vulgare* L.), полин гіркий (*Artemisia absinthium*), види конюшин (*Trifolium* spp), лободи (*Chenopodium* spp), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.) тощо. Важливо враховувати вплив видового складу споживаних рослин на динаміку інвазій.

Для виявлення гельмінтологічної ситуації нами отримані відомості щодо рівня забрудненості інвазійними елементами (стронгілідні личинки третьої стадії) трави в місцях, які особливо відвідуються кіньми - випаси, водопої, "туалети" (рис. 3).

Кінські "туалети" та водопої є епізоотично небезпечними стосовно стронгілідних гельмінтозів однокопитних. Етологічні особливості коней Пржевальського, зокрема, кормова поведінка, полягають в тому, що тварини не поїдають траву біля фекальних куп,

121

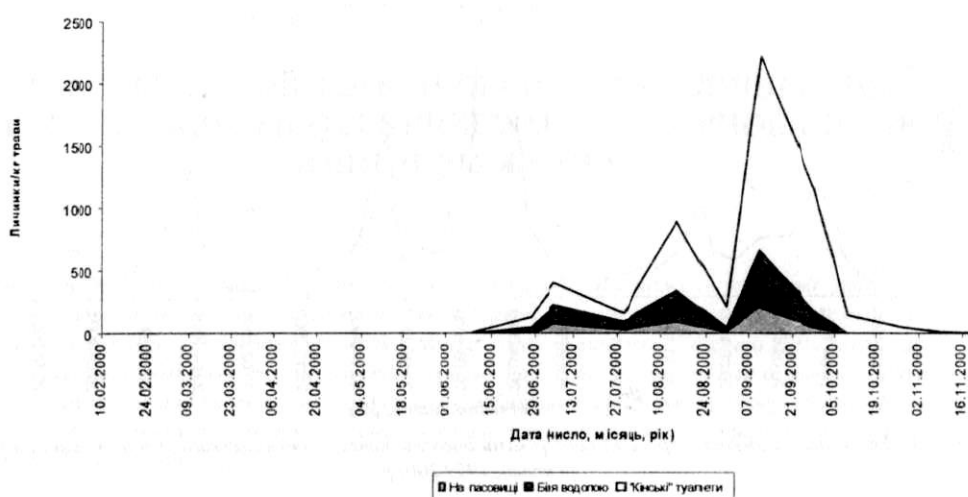


Рис. 3. - Інтенсивність зараження личинками стронгілід трави в місцях випасу, біля водопою та "туалетів"

поблизу водопоїв тварини також пасуться неактивно. Відповідно такі місця не відіграють значної ролі в погіршенні паразитологічного стану вільної популяції. Безпосередньо на пасовищах зафіксовано дуже низький рівень забрудненості личинками стронгілід.

Аналіз літератури та зібраного матеріалу свідчить, що в умовах Київського Полісся формування паразитоценозу у більшості копитних закінчується до кінця першого пасовищного сезону (Чеботарьов, 1959).

Екологічними факторами, що істотно впливають на чисельність специфічних паразитів коней, є:

значні площі пасовищ, наявні в Чорнобильській зоні відчуження; корм та спосіб життя хазяїна; наявність на пасовищі видів рослин з антигельмінтною дією, що є природними регуляторами інтенсивності інвазії в умовах вільного утримання на поліських пасовищах. До таких належить 31 вид трав'янисто-чагарникових рослин пасовищних угідь Чорнобильської зони відчуження. Доповнюючи кормовий раціон, вони слугують тваринам лікарськими засобами від паразитів (Чеботарьов, 1956); етологічні особливості непарнопалих (міграції, щільність заселення); розмір ареалу хазяїна, ступінь ізольованості та стадності; вік хазяїна;

контакт диких і аборигенних копитних в природних умовах як фактор взаємозараження цих тварин гельмінтами;

умови існування хазяїна, акліматизація дикого виду;

доместикація.

Для контролю паразитозів та прогнозу епізоотичної ситуації основну роль відіграє регулярне проведення діагностичних досліджень (еколого-паразитологічний моніторинг). Отримані дані є основою підбору проб паразитарних препаратів, відпрацювання схем їх застосування, визначення ефективності антигельмінтиків та резистентності гельмінтів.

Висновки

Незважаючи на високий рівень зараженості, клінічно виявлених симптомів гельмінтозів у поголів'я досліджуваних нами диких коней не виявлено. Коні зберігають характерні біологічні особливості та високу стійкість до інвазій, це проявляється в гарному

122

клінічному стані тварин та збільшенні чисельності поголів'я (станом на грудень 2003 року в зоні відчуження поголів'я коней Пржевальського становить 58 голів). Це забезпечується, з одного боку, еколого-фізіологічними особливостями виду хазяїна, з іншого - наявністю значних територій з високим кормовим потенціалом в Чорнобильській зоні відчуження.

Література

1. Котельников Г.А. Гельминтологические исследования животных и окружающей среды. - М.: Колос, 1984.- 238 с.
2. Трач В.Н. Рекомендации по применению нового метода учёта яиц гельминтов и цист простейших в фекалиях животных // Киев - 1992; 13 с.- Гл. упр. ветеринарии Мин. с.-х. Укр.
3. Чеботарёв Р.С. Использование некоторых кормовых растений в борьбе с паразитами и паразитозами с.-х. животных // Проблемы паразитологии. Труды II науч. конф. Паразитологов УССР.- К.: изд. АН Укр. ССР, 1956.- с. 194-197.
4. Чеботарёв Р.С. Стронгилидоз жеребят.- Тр. Укр. АСХН, 1959, 14, с. 47-50.
5. Duncan J.L. Field studies on the epidemiology of mixed strongyle infections in the horse // Vet. Rec. - 1974. - P. 337-345.
6. Herd R. P. Epidemiology and control of parasites in northern temperate regions. In: The veterinary Clinics of North America: Equine Practice. Parasitology.- 1986.- 2(2): p. 337-355.
7. Mfitlodze M. W. and Hutchinson, G. W. Prevalence and abundance of equine strongyles (Nematoda: Strongyloidea) in tropical Australia. J.Parasitol. - 1990. - N4. - P. 487-494.
8. Ogbourne C.P. Epidemiological studies on horses infected with nematodes of the family Trichonematidae (Witenberg, 1925) // Int. J.Parasitol. - 1975. - N5. - P. 665-672.
9. Sievers-Prekehr G.H.C. Eine Methode zur Gewinnung von 3. Strongylenlarven aus dem Weidegras. School Vet Med. Hannover 1973. Thesis.

Автор вдячна науковому керівнику, доктору біологічних наук Г.М. Двойносу та науковому консультанту, доктору біологічних наук Л.С. Балашову за керівництво та цінні поради під час виконання роботи.

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, вул. Б. Хмельницького, 15, Київ, 01601

К.А. Слівінська. ПАРАЗИТОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОПУЛЯЦІЇ КОНЯ ПРЖЕВАЛЬСЬКОГО (EQUUS PRZEWALSKII) ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Аналізуються результати трирічних паразитологічних досліджень популяції коня Пржевальського Чорнобильської зони відчуження. Незважаючи на високий рівень зараженості, клінічно виявлених симптомів гельмінтозів у поголів'я диких коней не виявлено. Тварини зберігають характерні біологічні особливості та високу стійкість до інвазій, що проявляється в гарному клінічному стані та збільшенні чисельності поголів'я. Це забезпечується, з одного боку, еколого-фізіологічними особливостями виду хазяїна, з іншого - наявністю в місцях інтродукції значних територій з високим кормовим потенціалом.

Е.А. Сливинская. ПАРАЗИТОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОПУЛЯЦИИ ЛОШАДИ ПРЖЕВАЛЬСКОГО (EQUUS PRZEWALSKII) ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Анализируются результаты трёхлетних паразитологических исследований популяции лошади Пржевальского Чернобыльской зоны отчуждения. Несмотря на высокий уровень заражения, клинически выявленных симптомов гельминтозов у поголовья исследованных нами диких лошадей не выявлено. Лошади сохраняют характерные биологические особенности и высокую устойчивость к инвазиям.

123

Это проявляется в хорошем клиническом состоянии животных и увеличении численности поголовья. Что обеспечивается, с одной стороны, эколого-физиологическими особенностями вида хозяина, с другой, наличием в месте интродукции больших территорий с высоким кормовым потенциалом.

К.А. Slivinska. THE PARASITOLOGICAL INVESTIGATIONS ON PRZEWALSKI HORSES (EQUUS PRZEWALSKII) POPULATION IN CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

The results of three-year's parasitological investigations on Przewalski's horse population in Chornobyl exclusion zone are analysed. The horses retain their typical biological peculiarities and high steadiness to imasions. Animals revealed high steadiness, ecological and physiological plasticity, and their ability to explore pastures and fallow lands in places of introduction.

124

УДК 621.039

С.В. Шевченко

К ВОПРОСУ О СОСТАВЛЯЮЩИХ ПОГРЕШНОСТИ ИЗМЕРЕНИЙ АКТИВНОСТИ ПРОБ, СОДЕРЖАЩИХ "ГОРЯЧИЕ ЧАСТИЦЫ"

1. Введение

Проблема "горячих частиц" (ГЧ), которая возникает при оценке погрешности измерений удельной активности проб фунтов, радиоактивных отходов и т.п. исследуется весьма интенсивно, особенно в работах, связанных с определением уровней радиоактивного загрязнения окружающей среды, образовавшегося в результате аварии на ЧАЭС в 1986 году. Прежде всего, эта проблема возникает при контроле трансурановых альфа-излучающих элементов (ТУЭ), т.к. их активность сравнительно долго сохраняется в окружающей среде в составе ГЧ, образующихся при деструкции облученного реакторного топлива, однако, как показывают эксперименты [1]-[6], наличие ГЧ существенно влияет и на степень неопределенности результатов измерений и таких летучих радионуклидов, как изотопы цезия. Отметим, что эта неопределенность образуется всегда при измерении активности пробы, независимо от того, какой метод применяется - прямые измерения активности образца или после предварительного радиохимического выделения, если масса образца относительно невелика. Погрешность результатов измерений таких проб увеличивается по сравнению с измерениями проб с однородно распределенной по объему активностью. Это происходит как вследствие того, что активность сосредоточена в относительно небольшом (и случайном для данной пробы) числе ГЧ, так и из-за того, что активности отдельных ГЧ также являются случайными величинами. Из общих соображений (в первую очередь - из предположения о том, что частицы образуются в результате механической деструкции вследствие большого числа соударений) обычно делается предположение о логнормальном распределении величин размеров ГЧ. Можно показать (см. ниже), что в этом случае распределение активностей отдельных ГЧ также логнормальное. Однако распределение активностей проб, содержащих более одной ГЧ, не является логнормальным, т.к. логнормальное распределение имеют произведения параметров частиц (размеров, активностей и т.п.), а не их сумма. Погрешность измерений активности пробы, содержащей ГЧ, возрастает по сравнению со случаем гомогенного распределения активности,

соответственно оценка погрешности содержит некоторую информацию о параметрах ГЧ, зависящих, как правило, от физико-механических процессов образования частиц и их трансформации при воздействии окружающей среды.

Традиционно ГЧ детектируются с применением радиографии [7], [8]. Этот метод позволяет оценивать параметры отдельных ГЧ в относительно малых пробах, содержащих небольшое число частиц. Так как образцы, применяемые при гамма-измерениях, обычно существенно больше по массе и содержат, соответственно, большее число ГЧ, оценки параметров ГЧ, если их удастся получить в результате измерений, в большей степени статистически обоснованы.

Оценка параметров ГЧ была, например, проведена в [5]. В данной работе, в результате серии модельных расчетов с применением метода Монте-Карло, было получено "эмпирическое" соотношение между величинами стандартного отклонения в серии измерений активности и количеством ГЧ в образце, при условии, что активности частиц равны. Это соотношение далее применялось для оценки количества ГЧ и их активности. Метод имеет очевидный недостаток, т.к. предположение о равенстве активностей отдельных ГЧ, по всей вероятности, не соответствует действительности. В данной работе предлагается иной подход к проблеме, который дает возможность проводить более корректную оценку параметров ГЧ в пробах.

125

2. Статистический анализ составляющих погрешности измерений активности образца

Наиболее реалистичным, как это следует из общих соображений и модельных экспериментов (например, [9], [10], [11]) распределением для характерных размеров ГЧ является логнормальное:

$$f(r | m, s) = \frac{1}{(2\pi)^{1/2} s \cdot r} \exp\left(-\frac{[\ln(r) - m]^2}{2s^2}\right), \quad (1)$$

где r - "радиус" частицы; m - среднее значение $\ln(r)$; s - стандартное отклонение $\ln(r)$; $r_0 = \exp(m)$ - медианный радиус.

Легко показать, что если значения γ распределены логнормально, то логнормальное распределение имеет и значение активности ГЧ:

$$f(a | a_0, m, s) = \frac{1}{(2\pi)^{1/2} a \sigma} \exp\left[-\frac{(\ln a - M)^2}{2\sigma^2}\right], \quad (2)$$

где $m \sigma = 3s$; $M = 3m + V_0$; $V_0 \equiv 4/3 \pi a_0$; a - активность ГЧ; a_0 - удельная активность среды, в результате деструкции которой образовались частицы.

Из (2) получаем:

- математическое ожидание активности отдельной ГЧ, $\langle a \rangle$:

$$\langle a \rangle = \exp\left(M + \frac{\sigma^2}{2}\right) = \frac{4\pi}{3} a_0 r_0^3 \exp\left(\frac{\sigma^2}{2}\right); \quad (3)$$

- дисперсию распределения активности отдельной ГЧ:

$$s_a^2 = \langle a^2 \rangle - \langle a \rangle^2 = \exp(2M + \sigma^2) \cdot [\exp(\sigma^2) - 1]; \quad (4)$$

и относительное стандартное отклонение активности:

$$\delta_a = s_a / \langle a \rangle = [\exp(\sigma^2) - 1]^{1/2}. \quad (5)$$

Отметим, что δ_a не зависит от m .

Очевидно, что для проб, имеющих равные массы, число ГЧ в отдельных образцах n имеет "пуассоновское" распределение при среднем числе частиц в отдельном образце, равном N . Тогда выражение для плотности распределения активности образцов A имеет вид:

$$f(A | N, a_0, m, s) = \frac{N^n e^{-N}}{n!} \iiint_{\sum a_i \leq A} f(A - \sum a_i | a_0, m, s) \cdot \prod_{i=1}^{n-1} f(a_i | a_0, m, s) \cdot da_i \quad (6)$$

К сожалению, распределение (6) практически пригодно для анализа лишь в конкретных случаях, однако использование некоторых общих (не зависящих от вида распределений) теорем математической статистики о среднем и дисперсии дает возможность получить определенные результаты.

Из формул (3)-(6) можно получить выражения для среднего значения активности образца:

$$\langle A \rangle = N \langle a \rangle \quad (7)$$

и ее дисперсии, которая, в свою очередь, равна сумме "пуассоновской", S^2_p и логнормальной, S^2_L составляющих:

$$S^2_p = N \exp(2M + \sigma^2) \quad (8)$$

126

$$S^2_L = N \exp(2M + \sigma^2) \cdot [\exp(\sigma^2) - 1] \quad (9)$$

$$S^2_{np} = S^2_p + S^2_L \quad (10)$$

В реальных измерениях присутствует дополнительная "инструментальная" погрешность, S_I , которая, как правило, состоит из систематической и случайной погрешности методики/прибора. Соответственно полная дисперсия результатов измерений, S_I , равна:

$$S^2_{exp} = S^2_r + S^2_L + S^2_I \quad (11)$$

S^2_I может быть определена экспериментально, например по результатам серии измерений одного и того же образца с учетом, как правило известной, систематической погрешности. Тогда "чистая" дисперсия вследствие наличия ГЧ равна:

$$S^2_{exp0} = S^2_{exp} - S^2_I \quad (12)$$

Из (7) и (10) получаем соотношение:

$$\frac{S^2_{exp0}}{\langle A \rangle^2} \equiv R = \langle a \rangle \cdot \exp(\sigma^2) \quad , \quad (13)$$

и зависимость для m , s

$$m = \frac{1}{3} \left[\ln\left(\frac{3R}{4\pi a_0}\right) - 13.5s^2 \right] \quad (14)$$

Зависимости (14) для $a_0 = 2 \cdot 10^{-4}$ Бк/(см)³ (удельная активность ²⁴¹Am для топлива четвертого энергоблока ЧАЭС) для набора значений R показаны на рисунке.

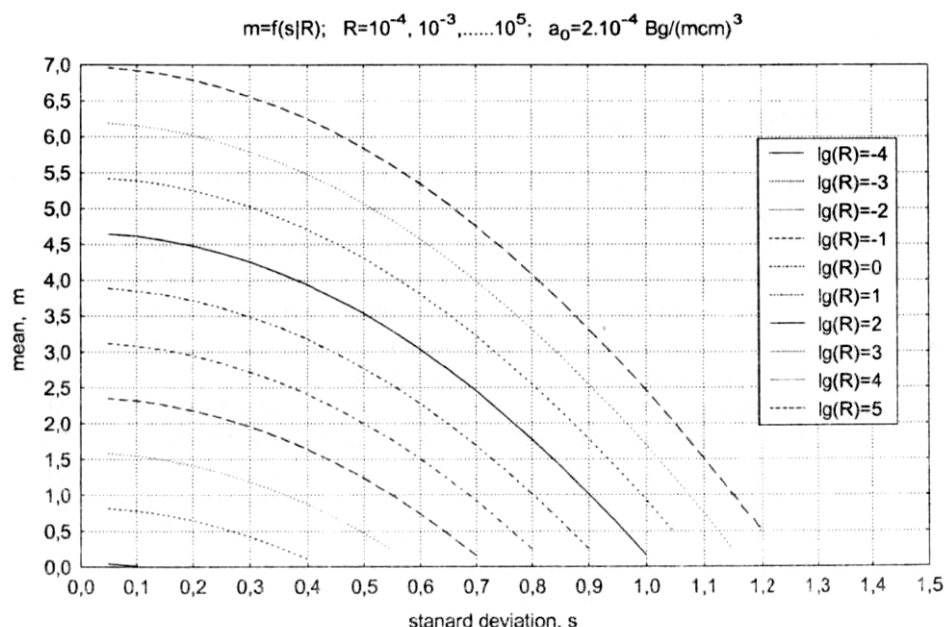


Рисунок - Расчетные соотношения между логарифмом медианного "радиуса" ГЧ, m , и среднеквадратичным отклонением логарифма радиуса, s ; для $a_0 = 2 \cdot 10^{-4}$ Бк/(μм)³ и набора 10 значений R , $R = 10^{-4}; 10^{-3}; 10^{-2} \dots 10^5$.

3. Выводы

В реальном эксперименте сравнительно большую пробу необходимо разделить на $J \gg 1$ образцов, имеющих равные массы. Затем производятся измерения активности образцов, A_i , и A_{exp} оценки $\langle A_{\text{exp}} \rangle$, S_{exp} :

$$\langle \hat{A}_{\text{exp}} \rangle = \frac{1}{J} \sum_{i=1}^J A_i \quad (15)$$

$$\hat{S}_{\text{exp}} = \left[\frac{1}{J-1} \sum_{i=1}^J (A_i - \langle \hat{A}_{\text{exp}} \rangle)^2 \right]^{1/2} \quad (16)$$

Оценка инструментальной погрешности получается в результате серии K измерений активности одного из образцов:

$$\bar{A}_k = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K A_{ik} \quad (17)$$

$$\hat{S}_I = \left[\frac{1}{K-1} \sum_{i=1}^K (A_{ik} - \bar{A}_k)^2 \right]^{1/2} \quad (18)$$

и:

$$\hat{S}_{\text{exp}0}^2 \approx \hat{S}_{\text{exp}}^2 - \hat{S}_I^2 \quad (19)$$

При подстановке значений оценок $\langle \hat{A}_{\text{exp}} \rangle$; $\hat{S}_{\text{exp}0}^2$ в (7), (13) можно произвести оценку, предположив, что S равно нулю (все ГЧ имеют одну и ту же активность), минимальной средней активности ГЧ в образце ($\langle \hat{a} \rangle = R$) и максимального числа, N_{max} , таких частиц ($\hat{N}_{\text{max}} = \frac{\langle \hat{A} \rangle}{R}$).

Из (8), (9) получается значение s , при котором Пуассоновская составляющая дисперсии $S_{\text{exp}0}$ превышает логнормальную:

$$S_P^2 \geq S_L^2 \rightarrow s(S_P > S_L) \leq \frac{1}{3} [\ln(2)]^{1/2} \approx 0.28$$

Отметим, что данное значение не зависит от m .

Проблема неопределенности результатов измерений активности проб, содержащих ГЧ, рассмотрена здесь, исходя из предположения, что вся активность пробы сосредоточена в таких частицах, например, сформировавшихся при деструкции отработанного топлива или загрязненных материалов конструкции ядерной установки. С другой стороны, весьма вероятно, что и распределение летучих радионуклидов в пробе может отличаться от гомогенного как из-за наличия их в исходных ГЧ, так и вследствие случайного воздействия на отобранный материал различных физико-химических процессов, при которых возможно образование загрязненных микроконгломератов. Соответственно, приведенный в данной работе статистический анализ действителен, в определенной степени, и для случая, когда, например, проводится измерение активности ^{137}Cs в пробах. Для проб Чернобыльской зоны отчуждения при этом возможно получение некоторой дополнительной информации при измерениях наборов проб с параллельным определением активности нескольких элементов с различной степенью летучести/выщелачивания, например, пары ^{137}Cs и ^{241}Am .

В данной работе не рассматривалась проблема влияния на результаты измерений дополнительной погрешности, образующейся как следствие случайности координат ГЧ в образце и соответствующих вариаций чувствительности блока детектирования измерительной установки. Данная погрешность, с одной стороны, может быть оценена при выполнении серии измерений активности образца, в которой производится тщательное

128

перемешивание материала образца перед очередным измерением; с другой - ее влияние может быть уменьшено до приемлемого уровня различными способами, снижающими зависимость чувствительности от координаты точки - при удалении образца от детектора, уменьшении размеров образца (радиохимическое выделение) и т.п.

Литература

1. Ю.В. Хомутигин, В.А. Кашпаров, Е.И. Жебровская. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге: Монография - К.: УкрНИИЭСХР, 2001. - 160 С.

2. Bunzl K. Probability for detecting Hot particles in Environmental samples by sample Splitting // *Analyst.* - 1997. - v 122.- P. 653-656
3. Bunzl K. Detection of the radioactive Hot particles in Environmental samples by repeated mixing // *Appl. Radiat. Isot.* - 1998.- v 49 (12).-P. 1625-1631.
4. Kuriny V.D., Ivanov Yu.A., Kashparov V.A., et al. Particle Associated Chernobyl Fall- Out in the Local and Intermediate Zones.//*Annals of Nuclear Energy.* - 1993. - v 20 (6).-P. 415 -420.
5. G. Nageldinner, A. Flowers, B. Henry et al. Hot particle detection using uncertainties in activity measurements of soil. // *Health Phys.*- 1998. - v 74 (4).- P. 472-477.
6. Kashparov V.A., Yoshchenko V.I., Levchuk S.E., et. al. Application of the method of repeated mixing to nonuniformity contaminated bulky samples.//*Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* - 2000. -v 246 (1).- P. 165 - 172.
7. V. I. Yoschenko, V. A. Kashparova, V. P. Protsaka and J. Tschiersch, et. al. Autoradio- graphical methods for the assessment of radionuclides in hot particles on filter samples. // *Applied Radiation and Isotopes.*- 2003. - v 58 (1).- P. 95-102.
8. M. Eriksson, K. Ljunggren and C. Hindorfa. Plutonium hot particle separation techniques using real-time digital image systems. //*Nucl. Instr. and Meth. in Phys. Res. Sec. A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment.* - 2002. - v 488, (1-2).- P.375-380.
9. Г.Н. Бондаренко, В.В. Долин, А.А. Вальтер и др. Струение и состав твердофазных носителей активности в почвах зоны отчуждения ЧАЭС. // *Проблеми Чорнобильської зони відчуження.* Вип. 2 - 1995. - С. 147 - 152.
10. В.А. Кашипаров, Ю.А. Иванов, Б.С. Пристер, и др. Моделирование образования "горячих частиц" во время аварии на ЧАЭС. МЧС Украины. // *Проблеми Чорнобильської зони відчуження.* Вип.2 - 1995, - С. 120 -128.
11. А. Кашипаров, Ю.А. Иванов, С.И. Зварич, и др. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц и выщелачивания из них радионуклидов в почвах зоны отчуждения. МЧС Украины.// *Проблеми Чорнобильської зони відчуження.* Вип.5 - 1998, - С. 24-33.

Государственное специализированное предприятие "Центр переработки и захоронения техногенных отходов "Техноцентр" (ГСП "Техноцентр")

С.В. Шевченко

Тел. 265 14 91

Fax: 264 66 91

E-mail: shevsy@i.kiev.ua

shevchenko@technocentre.com.ua

129

Шевченко С.В. ДО ПИТАННЯ ПРО СКЛАДОВІ ПОХИБКИ ВИМІРІВ АКТИВНОСТІ ПРОБ, ЯКІ МІСТЯТЬ "ГОРЯЧІ ЧАСТКИ"

Похибка вимірів активності проб, які містять "горячі частки", розглянута для трьох припущень: перше- вся активність в зразку утворена "горячими частками"; друге - розміри ("радіуси") "горячих часток" мають логнормальний розподіл з параметрами m (середнє логарифма радіуса) і s (середньоквадратичне відхилення логарифма радіуса частки); третє - число часток в пробі є випадковою величиною.

Експериментальні значення дисперсії/погрешності, отримані при вимірах будь-якого набору проб, можуть бути використані для оцінки співвідношення m і s , а також граничних значень цих параметрів.

С.В. Шевченко. К ВОПРОСУ О СОСТАВЛЯЮЩИХ ПОГРЕШНОСТИ ИЗМЕРЕНИЙ АКТИВНОСТИ ПРОБ, СОДЕРЖАЩИХ "ГОРЯЧИЕ ЧАСТИЦЫ"

Погрешность измерений активности проб, содержащих "горячие частицы" рассмотрена при трех предположениях; первое - вся активность в образце образована "горячими частицами"; второе - размеры ("радиусы") "горячих частиц" имеют логнормальное распределение с параметрами m (среднее логарифма радиуса) и s (среднеквадратичное отклонение логарифма радиуса частицы); третье - число частиц в пробе является случайной величиной.

Экспериментальные значения дисперсии/погрешности, полученные при измерениях некоторого набора проб могут быть использованы для оценки соотношения m и s , а также граничных значений этих параметров.

S.V. Shevchenko. TO THE QUESTION ON UNCERTAINTY FRACTIONS IN ACTIVITY MEASUREMENTS FOR SAMPLES CONTAINING "HOT PARTICLES":

SSC "Technocentre"

The uncertainty in activity measurements for samples containing hot particles is considered under three assumptions: (1) all activity in the samples is due to hot particles; (2) hot particle dimensions are logarithmically normal distributed with m (logarithm of the median radius) and s (least square deviation of the logarithm of the particle radius) parameters; and (3) the number of particles in the sample is a random quantity.

It is shown that the measurement uncertainty grows when both s and m increase. Also, that for $s < 0.25-0.3$, the primary source of uncertainty is the randomness of the number of particles in the sample, and, if s exceeds 0.3, the

УДК 621.039: 628.16: 661.183

А.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко, Л.Н. Спасенова, П.И. Гвоздык, В.Ю. Тобилко
**ПРИМЕНЕНИЕ НЕОРГАНИЧЕСКИХ И БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ДЕЗАКТИВАЦИИ
ПРИРОДНЫХ ВОД В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ**

В работе изложены результаты натурных испытаний методов дезактивации поверхностных вод в пределах Чернобыльской зоны отчуждения при помощи природных минеральных сорбентов и микроскопических гидробионтов в статических и динамических условиях. Дана сравнительная оценка эффективности применявшихся методов.

Введение

Чернобыльская зона отчуждения (зона отчуждения) остается достаточно мощным источником водного выноса радионуклидов. Поэтому, несмотря на относительно низкий вклад водной компоненты в формирование коллективной дозы облучения населения Украины, она и сегодня привлекает пристальное внимание исследователей, в том числе как уникальный полигон для поиска и испытаний наиболее эффективных способов дезактивации природных вод. В отличие от промышленных технологий, в которых термодинамические параметры дезактивируемых растворов устойчивы во времени и могут быть проконтролированы, попытки очистки природных вод *in situ* всегда наталкиваются на дополнительные трудности в связи с деятельностью микроорганизмов, высокой буферностью, изменчивостью объемов и химического состава очищаемых вод. Особого внимания заслуживают вопросы регенерации и утилизации отработанных материалов. Кроме этого, изменяющееся со временем соотношение физико-химических форм существования радионуклидов в воде [1] требует соответствующей корректировки применяемых подходов и методов дезактивации.

Высокая подвижность радиостронция в условиях Полесья и, соответственно, сложность удаления его из вод обусловлены низким содержанием кальция в почвах и слабокислой или нейтральной реакцией вод. Невысокие рН во многом обусловлены процессами разложения органических веществ и поступлением в воду гумусовых кислот. В таких условиях значительная часть ^{90}Sr постепенно выносится из почв в грунтовые и поверхностные воды. Часто, именно в связи с этим процессом, концентрации ^{90}Sr в отдельных водных объектах зоны отчуждения в течение длительного времени остаются высокими (10-50 кБк/м³). Среди них - выведенные из эксплуатации мелиоративные системы левобережья р. Припять - "Усовская", "Чапаевка", на которых загрязнение поверхностных вод происходит в результате затопления загрязненных откосов каналов и прилегающих к ним участков суши, а также притока с болот. Во время высоких весенних паводков, например, как в апреле 2005 г., затопляются также и обычно сухие пониженные участки на системе "Припятская". При этом концентрации ^{90}Sr повышаются с обычных 4-8 кБк/м³ до 15-22 кБк/м³.

Целью выполненных работ был поиск наиболее эффективных (и недорогих) технологий снижения содержания радионуклидов в локальном поверхностном стоке и воде старилов, имеющих гидравлическую связь с р. Припять, для разных послеварийных этапов, выделенных по специфическому сочетанию водности и преобладающих форм миграции радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностных водах зоны отчуждения [2].

1. Методы неорганической сорбции

Для дезактивации жидких радиоактивных отходов (ЖРО) в атомной промышленности, изначально применялись и применяются природные минеральные сорбенты. В определенный период они были вытеснены синтетическими ионообменными смолами, обладавшими большей селективностью и, зачастую, обменной ёмкостью. В настоящее время происходит обратный процесс: в связи с появлением технологий жесткой

фиксации сорбированных радионуклидов путем обжига минеральной матрицы, использование цеолитов оказывается зачастую более эффективным экономически, поскольку утилизация ионообменных смол существенно дороже,

Украина располагает существенными запасами природных минеральных сорбентов - цеолитов, вермикулита, монтмориллонита. Цеолиты месторождений Украины привлекают дешевизной и сравнительной доступностью. Для Сокирницкого месторождения (Закарпатье) характерны цеолиты клиноптилолитового типа (70% клиноптилолита), класса микропористых каркасных алюмосиликатов. В химическом составе преобладают SiO_2 - 71,5%, Al_2O_3 - 13,1%, $\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O}$ - 5,03% [3].

Первый опыт применения цеолитов для дезактивации поверхностных вод в зоне отчуждения в 1986-1987 годах оказался малоэффективным в связи с высокой долей радионуклидов, мигрировавших в форме взвесей [4], а также в связи с использованием неподготовленных, преимущественно крупных фракций сорбента. Выбранная технология предусматривала создание фильтрующих элементов в теле дамб, построенных на малых реках и каналах зоны отчуждения для уменьшения поверхностного стока выпавших радионуклидов. Максимальная степень дезактивации по ^{137}Cs - 61%, была зафиксирована на 120 сутки в нижнем бьефе одной из фильтрующих дамб, при средних показателях по большинству дамб и перемычек 29-32% за 300 суток экспозиции. Под степенью дезактивации (очистки) подразумевается отношение разности начальной и конечной (после очистки) активности раствора к его исходной активности, выраженное в процентах [5].

Исследования перспектив использования минеральных сорбентов для дезактивации вод в природных и лабораторных условиях динамическим методом были продолжены в 1988-1989 гг. Скорости фильтрации регулировались в диапазоне от 0,05 до 0,9 м/с. Максимальная очистка (до 80 %) была достигнута при наименьшей скорости протекания воды через сорбент (около 0,05 м/с). После 30-40 часов фильтрации с оптимальной скоростью эффективность сорбции стабилизировалась на уровне 40-50% [6]. Однако в природных водотоках с высоким содержанием органических веществ (бихроматная окисляемость на уровне 50-80 мг $\text{O}/\text{дм}^3$) минеральная загрузка фильтрующих элементов выходила из строя уже через 2-3 суток. В дальнейшем фильтрующие перемычки и кассеты обеспечивали перехват радионуклидов за счет накопленного на минеральной матрице активного ила - т.е. реализовывали биологическую сорбцию.

К настоящему времени, когда до 85% ^{137}Cs и 98% ^{90}Sr в водотоках находится в растворенных (преимущественно ионных и псевдоколлоидных) формах [7, 8], применение тонкодисперсных фракций цеолита представляется более целесообразным. Механизм ионного обмена позволяет извлекать из воды до 98% находящихся в ней радионуклидов [9].

1.2. Экспериментальная часть

Серия статических сорбционных экспериментов на водных объектах зоны отчуждения была предпринята в 1998 и 2000 годах. Перед началом испытаний цеолита были определены его физические характеристики. Среди них: плотность - 2,38 $\text{кг}/\text{дм}^3$, объемный вес в рыхлом состоянии - 1,17 $\text{кг}/\text{дм}^3$; ионообменная емкость - 1,5 мг - экв/г, термическая устойчивость - до 700°C и проч. Удельная поверхность механически подготовленных фракций цеолита равна 230-270 $\text{м}^2/\text{г}$. Суммарная емкость поглощения катионов ($E_{\text{сум}}$) - 40-90 мг-экв/100 г. Емкость катионного обмена только за счет внешней поверхности ($E_{\text{пов}}$), рассчитанная по данным гранулометрического состава, равна 2,45-2,8 мг-экв/100 г. Сопоставление значений $E_{\text{пов}}$ и $E_{\text{сум}}$ указывает на преобладание межпакетной адсорбции радионуклидов в слоистых структурах цеолита.

В одном из отгороженных от Припяти затонов были установлены три металлических цилиндра с внутренним диаметром 1480 мм. На поверхность каждого цилиндра распылялся дробленый цеолит в объемах, обеспечивших толщину слоя сорбента на дне около 1, 2 и 3 см. Таким способом были максимально нейтрализованы источники вторичного поступления радионуклидов в модели за счет восходящей разгрузки сквозь высокоактивные донные

осадки. Параметры экспериментальных статических сорбционных моделей представлены в табл. 1.

Таблица 1 - Характеристика условий статических экспериментов

Параметры экспериментальных моделей	Номера цилиндров		
	1	2	3
Высота столба воды в цилиндрах, дм	8,0	7,8	7,8
Объем столба воды V_B , дм ³	1375,2	1341,2	1341,2
Объем внесенного сорбента, V_c , дм ³	17,2	34,4	51,6
Масса внесенного сорбента, кг	20,1	40,2	60,4
Удельный расход сорбента на 1 м ² площади дна, кг/м ²	12	23	35
Отношение объемов сорбента и воды, 1998 г.	0,01	0,021	0,029
То же, эксперимент 2000 г.	0,0125	0,0256	0,0385

В ходе эксперимента химический состав воды в цилиндрах изменился с гидрокарбонатного кальциевого на гидрокарбонатный натриевый. С увеличением дозы внесенного цеолита происходил рост концентрации иона Na^+ и падение концентрации ионов Ca^{2+} в воде (рис. 1). Более чем в два раза (независимо от количества внесенного цеолита), - с 6,7 до 3,1 мг/дм³, снизилось содержание K^+ , конкурирующего с ^{137}Cs и, отчасти, со ^{90}Sr в процессе сорбции. С 12,2 до 6,1-6,3 мг/дм³ снизилась концентрация Mg^{2+} . Общая минерализация при этом практически не изменилась (уменьшилась при низких дозах цеолита и незначительно возросла - при высоких), что свидетельствует об изоморфном замещении катионов в нормальной и слабощелочной средах (рН=7,4-8,0), в отличие от кислых, в которых фиксируется декатионирование и dealюминирование клиноптилолита, что приводит к снижению его адсорбирующей способности [10]. После контакта воды с цеолитом сорбировались все азотсодержащие ионы (аммоний, нитриты, нитраты), изменился рН (преимущественно возрос от 7,45 до 7,65-8,1) и понизилась общая жесткость воды.

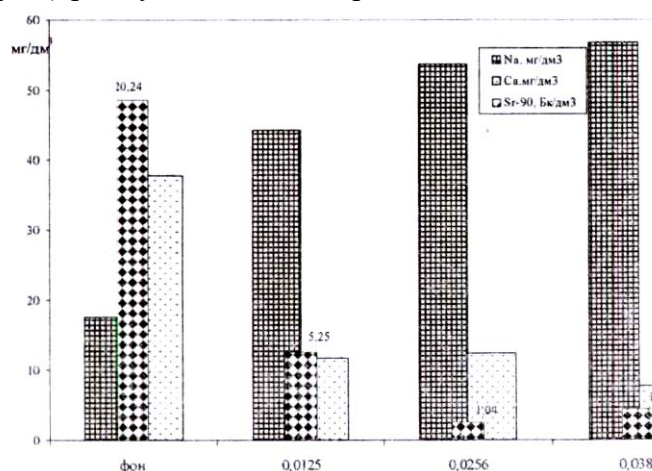


Рис. 1. Изменение содержания макроионов и ^{90}Sr в поверхностных водах Припятского затона в зависимости от количества внесенного цеолита через три месяца после начала эксперимента

133

По данным работы [10], наиболее эффективно сорбция ^{137}Cs и ^{90}Sr происходит в слабокислой среде (рН=5-6). Одним объемом клиноптилолита можно удалить 99% ^{137}Cs из 50000 объемов воды [11].

Высокой степени дезактивации воды удалось добиться при соотношении объемов сорбент/вода 0,012 и более. Поскольку при этом происходило замещение присутствующих в структуре цеолита ионов Na^+ на Ca^{2+} , процесс взаимодействия сорбента и контаминанта следует отнести к хемосорбции.

Наряду с химическим составом очищаемых вод существенно изменялся характер взвесей. Имевшиеся до начала эксперимента в большом количестве органические взвешенные частицы, с которыми хорошо ассоциируется ^{90}Sr , но слабо - ^{137}Cs , замещались тонкодисперсными частицами цеолита, на которых лучше сорбируется ^{37}Cs (табл. 2).

Таблица 2 - Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в растворе и на взвешях в пробах поверхностных вод Припятского затона через 1 сутки после внесения цеолита 2000 г.

Место отбора	Концентрация взвесей, г/дм ³	¹³⁷ Cs, Бк/дм ³		⁹⁰ Sr, Бк/дм ³	
		Раствор	Взвешенные частицы	Раствор	Взвешенные частицы
Фон при засыпке	0,02	1,40	0,11	30	1,50
Фон через сутки	0,05	1,50	0,34	42	0,055
Цилиндр-1	0,43	0,07	0,23	15	0,20
Цилиндр-2	0,29	0,27	0,12	8,8	0,10
Цилиндр-3	0,30	0,30	0,13	6,8	0,31

При распылении цеолита незначительная его часть попала за пределы цилиндров. Мелкие минеральные частицы стали центрами образования крупных ассоциаций с органическим веществом, что привело к их коагуляции.

Интенсивность поглощения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs цеолитом за первые сутки (точнее за первые минуты и часы, поскольку фракция 0,2 мм достигает дна уже через 3,5 мин) статического эксперимента была максимальной: 0,78-1,85 и до 0,1 Бк/г/сут соответственно. Этот показатель позволяет рассчитывать на высокую эффективность сорбции и при распылении цеолита на динамичные потоки.

Степень очистки воды от ⁹⁰Sr была в ряде случаев выше, чем от ¹³⁷Cs (табл. 3). Максимальный эффект был достигнут через три месяца (рис. 2, табл. 3). Таким образом, емкость поглощения сорбента оказалась столь высокой, что и через три месяца после начала эксперимента сорбция проходила с достаточной эффективностью.

Важным условием устойчивой долговременной дезактивации поверхностных вод является, видимо, перекрытие слоем сорбента высокоактивных донных осадков. Очевидно, что качество очистки воды существенно зависит от продолжительности закрытости системы "загрязненная жидкость - сорбент".

Таблица 3 - Степень очистки воды от ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (%). Результаты статических экспериментов 1998 и 2000 годов

Время после внесения сорбента	Плотность загрузки цеолита в цилиндры, кг/м ²					
	12		23		35	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
1 сутки	95,3	64,3	82,0	79,05	80,0	83,8
2 суток *	72,5	8,3	70,6	45,8	98,0	62,1
4 суток	84,8	67,7	93,6	81,7	88,8	90,0
3 месяца	91,6	83,8	95,8	96,8	96,5	94,3

* Результаты 1998 года.

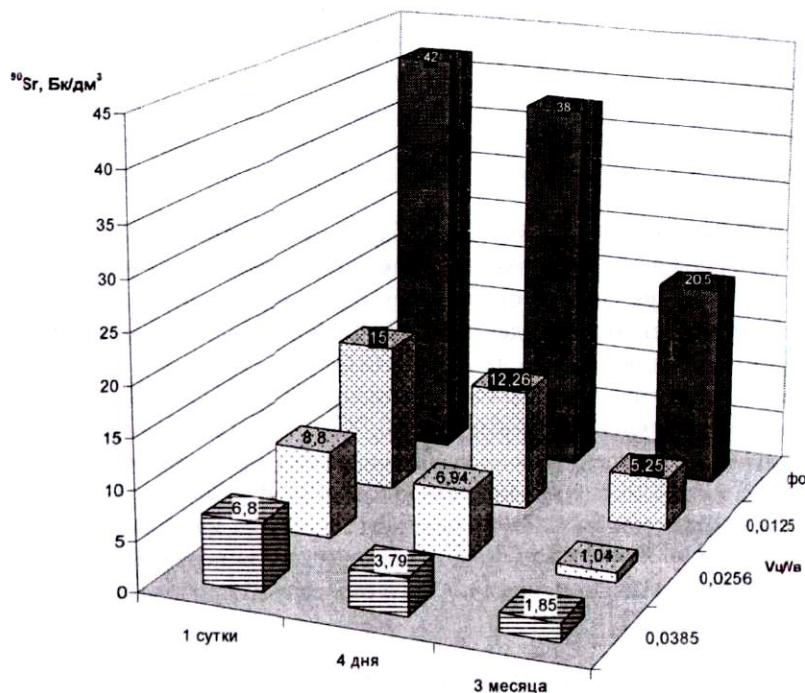


Рис. 2. Динамика изменения объемной активности ⁹⁰Sr после одноразового внесения измельченного цеолита в воду экспериментальных моделей при различных соотношениях объемов сорбента и воды

Как видно из табл. 3, данные 2000 г. существенно отличаются от результатов 1998 г. Значительно более высокая степень очистки воды от ⁹⁰Sr, очевидно, была достигнута благодаря большей продолжительности контакта с цеолитом, а также более высокому содержанию его

тонких фракций (табл. 4).

Таблица 4 - Гранулометрический состав цеолита в экспериментах 1998 и 2000 гг.

Диаметр частиц, мм	<0,001	0,001-0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,05	0,05-0,1	0,1-9,25	0,25-0,5	>0,5
Содержание, % в 1998 г.	2,4	2,1	2,3	3,7	10,9	14,9	15,6	16,9	31,2
1%	2,4	4,5	6,8	10,5	21,4	36,3	51,9	68,8	100
Содержание, % в 2000 г.	1,7	2,0	3,6	3,5	20,7	22,3	11,8	10,4	24,0
Σ %	1,7	3,7	7,3	10,8	31,5	53,8	65,6	76	100

Поскольку фракция цеолита <0,2 мм в статических условиях работает не только как ионообменник и сорбент, но и как коагулянт для нейтральных коллоидов и взвесей, это позволяет удалять ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, находящиеся в природных водах, как в виде свободных катионов, так и в виде псевдоколлоидов с отрицательным зарядом.

Таким образом, в статических условиях распыление цеолита на поверхность загрязненного водоема позволяет удалить в осадок до 95% ¹³⁷Cs за первые сутки и до 82-90% ⁹⁰Sr за четверо суток. Максимальный эффект дезактивации наблюдался через три месяца. Это свидетельствует о продолжении фиксации радионуклидов тонкодисперсной фракцией цеолита даже после осаждения последней на дно водоёма, а также о блокировании слоем цеолита возможных восходящих диффузионных потоков из загрязненных донных осадков.

135

Сравнивать методы статической сорбции удобно, выражая сорбционные свойства материалов через коэффициенты распределения (K_d) радионуклидов между водными растворами и сорбентом:

$$K_d = \frac{C_c}{C_p} = \frac{A_c V}{A_p m}, \quad (I)$$

где K_d - коэффициент распределения, дм³/кг; C_c , C_p - равновесные концентрации нуклида на сорбенте, Бк/кг и в растворе, Бк/дм³; A_c и A_p - равновесное количество радионуклида в сорбенте и в растворе, Бк; V - объем раствора, дм³; m - масса сорбента, кг. К концу эксперимента коэффициенты распределения для ⁹⁰Sr возросли от 120 (в первые сутки) до 500 и более, а для ¹³⁷Cs установились в пределах 660-800 дм³/кг.

Высокая степень дезактивации воды была достигнута и при экспериментах в динамических условиях с фракцией клиноптилолита <0,14 мм. Работы выполнялись на дренажном канале при скорости течения выше заиливающей (>0,3 м/с), что обеспечило пребывание сорбента во взвешенном состоянии около шести минут. За это время его самые мелкие частицы были отнесены на 100 м от места внесения. Для максимальной очистки воды оказалось достаточно и 30 секунд, за которые взвесь была перенесена потоком на 20 м (табл. 5). Объемная активность воды по ^{90}Sr в отобранной пробе оказалась равной 2% от исходной, а по ^{137}Cs - 8%.

Таблица 5 - Содержание взвешенных частиц и объемная активность радионуклидов в растворе и на взвесах на разном удалении от места внесения сорбента

Расстояние от места внесения цеолита, м	Взвешенные частицы, г/дм ³	Раствор*, Бк/дм ³		Взвешенные частицы, Бк/дм ³	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
20	9,944	0,14±0,07	0,52±0,15	7,85±0,86	30,03±1,36
40	2,281	0,34±0,02	4,35±0,51	6,62±0,30	29,44±0,58
50	1,359	0,18±0,07	6,17±0,28	62,7±2,4	69,53±1,33
80**	0,052	1,73±0,07	22,1±1,46	5,35±0,53	4,75±0,68

* Взвешенные частицы удалены на воронке Бюхнера.

** После прохождения фронта суспензии (характерно для фоновых условий).

Отметим, что в проведенном эксперименте реализуется в сущности статический вариант адсорбции на тонкодисперсном клинштиллолите. Значения K_d для радиоцезия и радиостронция соизмеримы (табл. 6), хотя, как и в эксперименте на Припятском затоне, адсорбция ^{137}Cs протекает быстрее.

2. Очистка поверхностных вод от радионуклидов с помощью биосорбентов

Среди прочих технологий в зоне отчуждения были испытаны и механо-биологические методы. Основой для иммобилизации гидробиоценоза, поглощающего радионуклиды, служили плавающие капроновые волокнистые и пенополистирольные носители. Данные синтетические полиамидные материалы, производящиеся в Украине, отличаются стойкостью к действию микроорганизмов и нетоксичны.

Большим преимуществом органических сорбентов биологического происхождения является широкий спектр их действия и низкая зольность. Это позволяет решать задачи очистки водных растворов от множества загрязнителей с наименьшими отходами, а после сжигания отработанных сорбентов их удобно компактировать или перерабатывать.

136

Гидробионты в природных водоемах образуют сложные биоценозы, примером которых является активный ил, исполняющий очистительные функции. В решении 1-го Всесоюзного совещания по вопросам санитарной гидробиологии (Москва, 1969) подчеркивалось: "Формирование биологически чистой (полноценной) воды, которая не содержит токсичных и радиоактивных веществ, патогенных микроорганизмов и которая имеет все необходимые соли, микроэлементы, происходит под влиянием гидробионтов".

Таблица 6 - Коэффициенты распределения радионуклидов (K_d) дм³/кг при дезактивации биосорбентом и цеолитом

Вариант эксперимента	Биосорбент		Цеолит	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Динамические условия				
1	440	258	7530*	5800*
2	428	246	8540*	2970*
3	238	231	256300*	8290*

4	166	225		
Статические условия (1 сутки)				
1	105	201	1397**	123**
2			152**	126**
3			90**	115**

* Кажущиеся коэффициенты распределения на различных расстояниях от места внесения сорбента в водоток: 1 - 20 м, 2 - 40 м, 3 - 50 м.

** K_d при различном соотношении объемов цеолит/вода: 1 - 0,012, 2 - 0,025, 3 - 0,038.

В основе биосорбции лежат механизмы связывания металлов с разными функционально активными группами на полимерах клеточной стенки, процессы комплексообразования с последующим закреплением или осаждением металлов. Специфическое связывание металлов микроорганизмами совершается определенными белками, аминокислотами, серосодержащими соединениями [12].

Целый спектр микроорганизмов наделен от природы самыми разнообразными функциональными химическими группами, способными сорбировать, трансформировать, поглощать из воды как органические, так и неорганические вещества, в том числе и тяжелые металлы. Активная роль в биосорбции тяжелых металлов принадлежит карбоксильным и сульфгидрильным группам. Элементный состав биомассы разных организмов схожий. Так, сухое вещество бактерий и плесневых грибов имеет элементарную формулу $C_{14}H_{21}O_7N_2$, а водорослей – $C_{14}H_{16}O_5N_2$. Необходимо отметить, что большинство металлов относится к разряду биофильных элементов, необходимых для жизнедеятельности клеток, а именно - Na, K, Mg, Ca, Zn, Mn, Fe, Co, Cu, Mo.

Микроорганизмы и микроводоросли могут накапливать химические элементы, причем известно [13], что микроорганизмы способны аккумулировать тяжелые металлы в количествах, значительно превышающих необходимость в них как в компонентах, регулирующих нормальный метаболизм. Концентрирование металлов в клетках по отношению к среде происходит с коэффициентом распределения порядка 10^2 - 10^4 . Ионы стронция в грибах, бактериях и микроводорослях в основном накапливаются внутри клеток. Количество металла, который связывается на поверхности клеток, в ряде случаев достигает таких величин, которые не укладываются в рамки теоретически возможных значений стехиометрических соотношений.

137

При оценке пригодности того или иного биосорбента необходимо тщательное изучение равновесия процесса сорбции и десорбции, поскольку именно изотермы равновесия, а не начальная концентрация металла в растворе могут повлиять на результаты. Кроме того, большое значение имеют исследования кинетики биосорбции.

2.2. Экспериментальная часть

Летом 2002 и 2003 гг. на мелиоративных каналах левобережной поймы Припяти были проведены испытания биосорбентов, разработанных в Институте коллоидной химии и химии воды им. А.В. Думанского [14, 15]. Носители типа "ВИЯ" представляют собой сплетенные капроновые волокна с удельной поверхностью до $550 \text{ см}^2/\text{г}$ [16]. С августа по декабрь 2002 года (первый цикл) и с середины июля по сентябрь 2003 г. (2-й цикл на новой установке) была изучена динамика биообрастаний (а также аккумуляции взвесей) и сорбции ^{90}Sr и ^{137}Cs гидробиоценозом водотока. Насадки для его иммобилизации были размещенными в трех створах мелиоративного канала. Обрастание носителей микроскопическими гидробионтами в теплое время года происходит достаточно быстро - до $0,33 \text{ г}$ носителя в сутки. Перифитон (биообрастание) на носителях "ВИЯ" состоял из всех возможных представителей гидробионтов, а именно: бактерий, микроскопических грибов, водорослей, простейших и более сложных форм зообиоты - нематод, малощетинковых червей, мелких пиявок, макроводорослей (в основном, ряски) и мелких моллюсков. Кроме этого, происходило накопление неорганического радиоактивного материала непосредственно на капроновых

волокнах. Для первого цикла (четыре месяца) интенсивность накопления ^{90}Sr на волокнистых насадках "ВИЯ" составила 1,4...3,8, а ^{137}Cs - 1,7...3,0 Бк/г в сутки. Для второго цикла интенсивность накопления радионуклидов до девяти суток была достаточно высокой, достигнув максимума на шестые сутки : 8,36 по ^{137}Cs и 7,5 Бк/г за сутки по ^{90}Sr (рис. 3).

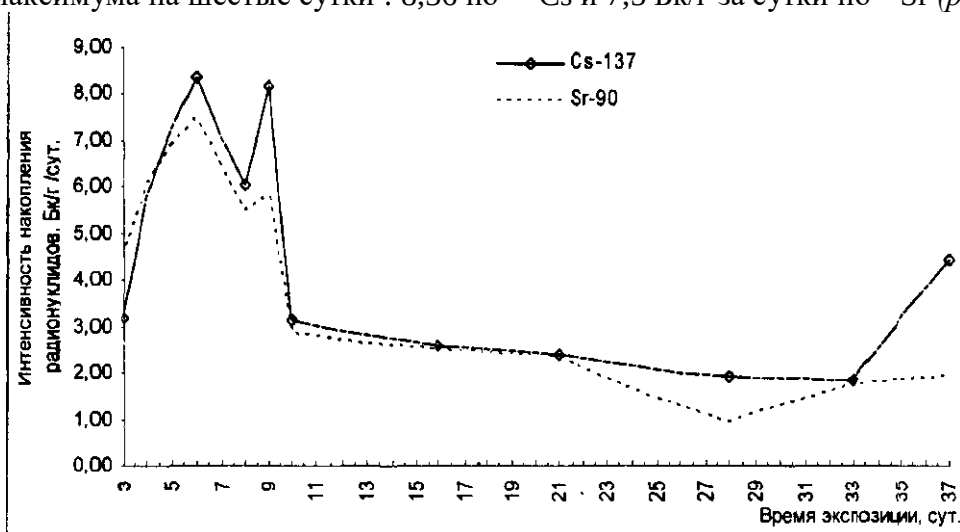


Рис. 3. Динамика интенсивности накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs на гидробиоценозе, иммобилизованном на волокнистом носителе "ВИЯ" (июль-август 2003 г.)

Максимальная эффективность дезактивации системой из трех последовательных рядов носителей биосорбентов составила от 10 до 55% по радиострону в зависимости от скорости течения воды сквозь сорбент и температуры [17].

Для достижения степени дезактивации 85 % и более необходимо устанавливать от шести до 33 подобных рядов в зависимости от расхода потока и объемной активности радионуклидов в воде. Причем, как свидетельствуют эксперименты, максимальный эффект дезактивации воды достигается при установке биосорбентов в облицованной части канала.

138

Изложенное выше показывает необычайно большую перспективу использования биоты для дезактивации воды благодаря некоторым особенностям биологического метода:

1. Живые существа поверхностных и искусственных водоемов имеют способность поглощать радиоактивные примеси. В частности, радиоактивность планктона и перифитона поверхностных вод на два-четыре порядка выше, чем воды, в которой они живут и на один-два порядка выше, чем донных отложений.

2. Наименьшие представители гидробиоценозов (бактерии, простейшие, нематоды и т.д.) являются самыми стойкими к радиоактивному излучению. Объемная активность, даже равная $n \cdot 10^4 - 10^6$ Бк/дм³, не вызывает угнетения их роста и размножения. В некоторых случаях пресноводные микрогидробионты в присутствии радиоизотопов интенсифицируют свою жизнедеятельность.

Таким образом, только эти две общеизвестные способности микробиоценозов показывают перспективность развития новой биотехнологии дезактивации воды, возможно даже более экономично выгодной и экологически рациональной, чем известные физико-химические способы.

3. Обсуждение результатов

Существенно более высокие значения кажущихся коэффициентов распределения (K_d) для цеолитовой взвеси (без учета осевшей на дно части сорбента) получены в динамических условиях (табл. 6). В статических условиях, при увеличении дозы минерального сорбента, K_d для ^{90}Sr практически не изменяется, а для ^{137}Cs - существенно уменьшается. Более высокие значения K_d при биосорбции в природных динамических условиях по сравнению со статическими, видимо, связаны с лучшей аэрированностью и задержкой на волокнах взвешенных частиц. Коэффициенты распределения для ^{90}Sr и на цеолите, и на биосорбенте в статических условиях сопоставимы.

Наибольшая эффективность сорбционной дезактивации природных вод обеспечивается при использовании механической и механохимической активации минеральных природных сорбентов для уменьшения скорости осаждения фракций [18], а также путем разработки оптимальных конфигураций установок с волокнистыми и пенополистирольными биофильтрами, которые позволяют добиваться максимально длительного контакта сорбента с водой в динамических условиях. Сравнительная оценка эффективности применявшихся методов и технологий водоочистки приведена в табл. 7.

Перспективной и достаточно эффективной можно считать технологию перевода поверхностного стока в грунтовый с очисткой на фильтрующих породах. Сорбционные свойства последних можно усилить путем внесения цеолитсодержащих сыпучих смесей. Однако радиологическое исследование разрезов дамб показывает, что максимальная аккумуляция радионуклидов происходит на частичках биологически активного ила, т.е. тело дамбы, как, вероятно, и фильтрующие поля с искусственным наполнителем, работают по принципу медленных песчаных фильтров [5].

Для сравнения эффективности различных технологий может быть применен комплексный показатель эффективности (E), учитывающий степень дезактивации (D), финансовые затраты (F), время достижения максимального эффекта (t), облучение персонала (коэффициент b) и технологичность, учитывающую расходы на регенерацию и утилизацию отходов (J):

$$E = bJ \frac{D}{F \cdot t} \quad (2)$$

Таким образом, если принять к расчету E , полученные в ходе экспериментов данные табл. 8, получим, что применение биосорбентов на волокнистых насадках для дезактивации малых природных и канализированных водотоков выше единицы и в три-четыре раза эффективнее, чем внесение в поток тонкодисперсного цеолита.

Таблица 7 - Сравнение некоторых применявшихся в зоне отчуждения с 2000 по 2002 годы методов и технологий дезактивации природных

ВОД

Технология, метод	Область применения	Ограничения применения метода	Условия для достижения максимального эффекта	Максимальная степень дезактивации для ^{90}Sr , %	Преимущества перед другими методами	Утилизация отработанных сорбентов	Расходы на предупреждение выноса 1 ГБк ^{90}Sr (для канала МК-7, $^{90}\text{Sr}=5-22$ кБк/дм ³)	Побочные эффекты
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Сорбция пылеватым цеолитом:								
в статических условиях	Замкнутые водоемы с затрудненным водообменом	Большая жесткость воды: содержание Са >100 мг/дм ³	Сплошное перекрытие донных отложений слоем цеолита >1,5 см, фракция 0,001-0,1 мм, отсутствие источников вторичного загрязнения	96,8 (продолжающ ее действие)	Радиационная устойчивость, селективность отсутствие необходимости утилизации отходов	Не нужна	150-650 грн. (для стариков р. Припять)	Смена химического состава воды на гидрокарбонатный натриевый, увеличение pH
в динамических условиях	Быстрые локальные потоки с расходами 0,5-2 м ³ /с	Скорость течения (V) <0,25 м/с, сильный ветер	Перемешивание по всей площади живого сечения, непрерывное внесение	86 (на время эксперимента)	То же	Не нужна	63,48 тыс. грн.	Не обнаружены
Реагентный метод:								
известкование (дезактивация при смягчении воды)	Слабопроточные каналы, пруды, водоёмы с облицованным дном и откосами	Слабое перемешивание воды; pH <8,1, высокая буферность воды и высокое солесодержание	Высокие дозы реагента, pH воды >8,4; перемешивание; не достигается произведение растворимости SrCO_3 , температура воды 70-80 °С, комбинирование с сорбционными методами, коагулянтами	55 (до трех недель)	Не выделены	Не целесообразна	130-360 грн. (для замкнутых, облицованных водоемов с активностью около 25 Бк/дм ³)	Угнетение, или даже отравление гидробиоты, в первую очередь рыбы

140

Продолжение таблицы 7.

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Биосорбционный метод:								
Сорбция гидробиоценозом на насадке "ВИЯ"	Локальные потоки с расходами < 0,2 м ³ /с и 0,1<V<0,4 м/с	Скорость потока >0,6 м ³ /с, содержание O ₂ < 4 мг/дм ³ , температура воды	Максимальное количество волокнистых насадок; аэрация воды >6 мг O ₂ /дм ³ , обеспечение полного контакта с массой воды	45	Возможность использования при действии вторичных источников	Захоронение в контейнеры	380-430 грн..	Возможность смыва при резком повышении расходов и при

		<7 °C			загрязнения, продолжительная эксплуатация низкая себестоимость носителя			снижении температуры
Сорбция гидробиоценозом на насадке "ДИЯ"	Бессточные, или слабопроточные водоёмы глубиной 1,5-4 м	Содержание O ₂ <3,7 мг/дм ³ , глубина < 1,0 м	Сплошное размещение, или обеспечение полного контакта с массой воды	70		То же	400-550 грн.	Не обнаружено
Методы комплексного действия:								
биогенная и механо- электростатическая сорбция пенополистиролом	Локальные стоки с расходами не больше 0,6 м ³ /с	Содержание кислорода <4 мг/дм ³ , взвешенных частиц >1 г/дм ³	Обеспечение максимального контакта с массой воды, содержание радионуклидов в коллоидной форме >50%	70	Простота регенерации	Захоронение взвесей, смытых при регенерации	580 грн.	Возможность смыва при резком повышении расходов воды
<i>фильтрующее поле</i> (медленные песчаные фильтры)	<i>Слабопроточны</i> е каналы с регулирующими сооружениями	Расходы воды в канале больше 0,5 м ³ /с, наклоны русла <0,0003, уровни грунтовых вод <1,5 м	Кф ≥800 м/сутки; анаэробные условия, образование активного ила в контактном слое, высокие градиенты напору, уровень грунтовых вод ≥1,5 м	84-98	Длительное использование, нет необходимости в утилизации РВ, большая контактная масса	Не нужна	В год строительства 4-10 тыс. грн. (в зависимости от материала)	Кальматация, подтопление прилегающих земель при высоких расходах вод или кальматации фильтрующего материала

Таблица 8 - Данные и результаты расчета комплексного показателя эффективности дезактивации динамического водного потока от ^{137}Cs и ^{90}Sr био- и минеральным сорбентом

Нуклид	Технология	b	J	D, %	t, день	F, \$	E, (день \$) ⁻¹
^{137}Cs	Внесение механоактивированного цеолита	0,8	15	92	0,3	9000	0,41
	Биосорбент на насадке "ВИЯ" (30 рядов)	0,93	19	85	6,0	180	1,39
^{90}Sr	Внесение механоактивированного цеолита	0,8	15	98	0,3	9000	0,44
	Биосорбент на насадке "ВИЯ" (30 рядов)	0,93	19	88	8,5	180	1,02

Выводы

Опыт применения тонкодисперсной фракции клиноптилолита для дезактивации природных вод в статических и динамических условиях в последние годы показывает их высокую эффективность, что можно связывать с благоприятным для катионного обмена распределением форм радионуклидов в водных объектах Чернобыльской зоны отчуждения. Однако, даже при более продолжительных сроках достижения аналогичного эффекта, биологические методы для динамических условий значительно более экономичны.

Сравнение органических и неорганических сорбционных технологий по четырем показателям: степени дезактивации, коэффициентам распределения, интенсивности накопления, стоимости затрат на предотвращение выноса 1 ГБк ^{90}Sr водотоком позволяет сделать следующие выводы:

- значения степени дезактивации природных вод при использовании неорганического механоактивированного сорбента - клиноптилолита в динамических условиях выше, чем при использовании биосорбента, а дезактивация протекает значительно быстрее;

- коэффициенты распределения в неравновесных статических условиях первых суток для ^{90}Sr выше на биосорбенте, однако после 20 суток - выше у цеолита; для ^{137}Cs K_d обычно в несколько раз выше на цеолите; в динамических условиях K_d у цеолитов на порядок выше, чем у биосорбента;

- интенсивность поглощения у цеолита и биосорбента несопоставима из-за различных механизмов и скорости поглощения: в первые минуты после внесения она значительно выше у цеолита, однако через шесть-девять суток происходит выравнивание;

- стоимость и дозовые нагрузки на персонал при применении биосорбентов на насадке типа "ВИЯ" в динамических природных условиях значительно ниже, чем при использовании пылеватых цеолитов.

Количество функционально активных по отношению к металлам (в том числе радионуклидам) групп у живых микроорганизмов обычно значительно меньше, чем у измельченных, с высокой удельной поверхностью минеральных сорбентов. К тому же, ввиду неизбирательности биоты, эффективность биосорбентов снижается с увеличением в природной воде содержания нерадиоактивных элементов-носителей. Однако в природных условиях волокнистая структура носителя позволяет удерживать и минеральные взвеси, что приводит к накоплению радиоактивного ила в количестве не менее 40% от общей массы биофильтра, отработавшего четыре месяца. При этом, если в лабораторных условиях масса биоценоза, способного накапливать радионуклиды, составляет около 35%, то в природных условиях масса органических и минеральных накоплений составляет более 60%, что способствует увеличению коэффициента распределения. Если же принять во внимание продолжительность действия, незначительные расходы на регенерацию волокнистой

насадки и утилизацию радиоактивных, преимущественно органических, накоплений, то применение волокнистых насадок типа "ВИЯ" для предварительной очистки природных водотоков выглядит предпочтительнее.

Работа выполнена при поддержке Фирмы "Укрэкоцентр" по заказу Государственного специализированного производственного комплексного водоохранного предприятия "Чернобыльводэксплуатация".

Литература

1. Шевченко А.Л., Долин В.В. Естественные и техногенные предпосылки деkontаминации водного бассейна радиационно загрязненных территорий // Геохимия техногенных радионуклидов. Отв. ред. Собонович Э.В. и Бондаренко Г.Н. - К.: Наукова думка, 2002. - С. 254-290.
2. Шевченко О.Л., Онанко Г.Г. Узагальнення досвіду очистки природных вод від радіонуклідів в Чорнобильській зоні відчуження // Сучасні проблеми охорони і раціонального використання водних ресурсів та очистки природных і стічних вод: Мат. Конф. (Миргород, 24-26 квіт. 2002 р.) - К.: Тов-во "Знання", 2002. - С. 91-94.
3. Сертификат качества цеолита Сокирненского месторождения.
4. Оценка и прогноз качества воды в районах, пораженных в результате Чернобыльской аварии (Брянская область) 1997-2001. Цатуров Ю.С., Вакуловский С.М., Гудзенко В.В. и др. Окончательный отчет по проекту ПРООН РУС/95/004. М., 2001. - 135 с.
5. Кузнецов Ю.В., Щебетковский В.Н., Трусов А.Г. Основы дезактивации воды. - М.: Атомиздат, 1968. - С. 175-177.
6. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Под ред. О. В. Войцеховича. Т. 2. - К.: Чернобыльинтеринформ, 1998. - 278 с.
7. Долін В.В., Шевченко О.Л., Ситий С.О. Форми знаходження і міграції ^{90}Sr та ^{137}Cs у поверхневих водах лівобережної заплави р. Прип'ять // Минералогический журнал. - 2002. - Т. 24, № - С. 43-52.
8. Давыдов Ю.П., Вороник Н.И., Торопов И.Г. К вопросу о состоянии радионуклидов Cs, Sr, Se в водных системах Беларуси // Радиохимия. - 1997. - Т. 38, вып. 2. - С. 191.
9. Шевченко О.Л., Бузинний М.Г., Український Л.А. Результати випробувань методу статичної сорбції ^{137}Cs і ^{90}Sr із застосуванням подрібненого цеоліту // Екологія і здоров'я человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: Труды междунар. конф. (Щелкино, 11-15 июня 2001 г.) - Харьков, 2001. - Т. 3. - С. 642-646.
10. Кріп І.М., Шимчук Т.В., Токарчук М.В. Сорбційні матеріали для сорбції радіонуклідів у процесах переробки паливовмісних матеріалів об'єкта "Укриття" // Проблеми Чорнобиля. - 2002. - Вип. 11. - С.51-71.
11. Beter W.G. Colloq. internat. retent et Migrat ions radioactifs sols Saclay. 16-18 oct. 1962 Gif-sur-Ivette, Paris, 1963. - p.3.
12. Каравайко Г.И. Биотехнология металлов. - М.: Биотехнология, 1984. - С.77-85.
13. Сенцова О.Ю., Максимов В.Н. Действие тяжелых металлов на микроорганизмы // Успехи микробиологии. - М.: Наука, 1985. - Вып. 20. - 227 с.
14. Глоба Л.И., Гвоздяк П.И., Загородняя и др. Очистка природной воды гидробионтами закрепленными на волокнистых насадках // Химия и технология воды. - 1992. - № 14. - С.67.
15. Корнілович Б.Ю., Гвоздяк П.І., Спасьонова Л.М., Уділова О.Ф., Глоба Л.І., Пшинко Г.Н., Тобілко В.Ю., Шевченко О.Л. Спосіб очищення води від радіонуклідів. Патент України 59098 А, дата подання 16.01.03, опубліковано 15.08.2003, Бюл. №8.
16. Спасенова Л.Н., Шевченко А.Л., Гвоздяк П.И., Тобилко В.Ю., Гудзенко В.В., Глоба Л.И., Корнилович Б.Ю. Очистка радиоактивно загрязненных природных вод с использованием иммобилизованных гидробиоценозов // Химия и технология воды. - 2004. - Т. 26, №4. - С. 395-402.

143

17. Шевченко А.Л., Гвоздяк П.И., Спасенова Л.Н., Тобилко В.Ю., Гудзенко В.В., Глоба Л.И. Использование биосорбции для дезактивации природных вод // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: Труды междунар. конф. (Бердянск, 9-13 июня 2003г.) - Харьков, 2003, - Т. 4. - С. 833-838.
18. Иванов М.Ю., Шевченко А.Л. Подготовка цеолита для дезактивации природных вод // Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природных і стічних вод: Праці міжнар. конф. (Миргород, 20-23 квіт. 2004 р.) - К.: Тов-во "Знання", 2004. - С. 119-124.

*Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко,
Институт геологических наук НАН Украины,
Институт коллоидной химии и химии воды им. А.В. Думанского НАН Украины*

О.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко, Л.М. Спасьнова, П.Л. Гвоздяк, В.Ю. Тобілко. ЗАСТОСУВАННЯ НЕОРГАНІЧНИХ ТА БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ДЕЗАКТИВАЦІЇ ПРИРОДНИХ ВОД В ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Очищення природних вод від радіонуклідів є дуже складним завданням, що пояснюється мікробіологічною активністю, високою буферністю, мінливістю об'ємів і хімічного складу води. До того ж, звичайно, значно ускладнюється утилізація або регенерація відпрацьованих матеріалів. Зміни з часам співвідношення фізико-хімічних форм перебування радіонуклідів у водному середовищі вимагають пошуку нових підходів у вирішенні проблеми дезактивації забруднених стоків. В роботі викладено результати випробувань методів біологічної та неорганічної сорбції радіонуклідів з поверхневих вод в статичних та динамічних умовах в Чорнобильській зоні відчуження в 2000- 2003 роках. Надано порівняльну оцінку ефективності технологій, що застосовувались.

O. Shevchenko, V. Gudzenko, L. Spasenova, P.Gvozdyak, V. Tobilko. APPLICATION OF NONORGANIC AND BIOLOGICAL TECHNIQUES FOR NATURAL WATERS DECONTAMINATION IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

In contrast to industrial technologies, where thermodynamic parameters of cleaning solutions are stable and may be controlling easy, natural water decontamination in situ as usual connected with additional problems as like as microbiota development, high bufferity of water, mutability of its chemical composition so on. Very important are problems of regeneration and utilisation of the waste material. Besides changes with time relationships of the nuclides' migration forms in the water, what stressed to search of a new approach to decontamination problems. The results of the nature experiments of the surface water decontamination inside the Chernobyl Exclusion Zone by the mineral adsorbents and microscopic aquatic life, fastened on the artificial carriers, described

144

УДК 621.039

А.А. Одинцов

ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ТРАНСФОРМАЦИИ (РАСТВОРЕНИЯ) ТОПЛИВНОЙ КОМПОНЕНТЫ ВЫПАДЕНИЙ В ПОЧВАХ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС МЕТОДОМ ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНЫХ ЭКСТРАКЦИЙ

Методом последовательных экстракций изучена ассоциация основных долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{244}Cm с различными компонентами почв и "горячими" топливными частицами, отобранных в ближней зоне ЧАЭС на западном и северо-западном следе их радиоактивных выпадений. Показано, что в песчаных почвах поймы р. Припять, на северо-западном следе выпадений, более 85% ^{90}Sr , 55% $^{239+240}\text{Pu}$, 75% ^{241}Am и ^{244}Cm связано с различными компонентами поглощающего почвенного комплекса и находятся в потенциально мобильных формах. На узком западном следе выпадений трансформация (растворение) топливных частиц находится в пределах 15-20%. Степень трансформации топливных частиц в основном зависит от их физико-химических свойств.

Введение

Радиоактивное загрязнение почв ближней зоны Чернобыльской АЭС продуктами деления урана (ПДУ) и трансурановыми элементами (ГУЭ) обусловлено их выпадениями в составе диспергированного ядерного топлива четвертого блока ЧАЭС. Согласно [1], выброс формировался в течение девяти суток в процессе горения графита, окисления поврежденного топлива и выноса радиоактивных продуктов за пределы реактора. По существующим на сегодняшний день представлениям, с крупными частицами связано лишь 25% активности выброса. Остальная его часть характеризуется более мелкими (несколько микрон) частицами, эта форма выброса существенно более многообразна как по радионуклидному составу, так и составу носителя.

Изучению радионуклидного, элементного и дисперсного состава чернобыльских "горячих" частиц посвящен ряд работ [2-4]. "Горячие" частицы чернобыльского происхождения обычно делят на две основные группы: первая - моно- или биеlementные частицы, содержащие один или несколько гамма-излучающих, легколетучих радионуклидов (эти частицы практически не содержат уран), и вторая - фрагменты облученного топлива (диоксид урана) содержащие ПДУ и ГУЭ [3]. В [4] показано, что в пробах почвы, отобранных в 1986-1990 гг. в 30-километровой зоне ЧАЭС, вклад "горячих" частиц в активность верхних слоев почвенных образцов составлял 86-93% и в общую активность 70-

73%. Нейтронно-активационным анализом определено содержание в горячих частицах Zr, Fe, Si, Mn, Al, Mg, Mo и других элементов, содержание U находилось в пределах 0.006-8.6%.

Под влиянием внешних факторов (атмосферные осадки, почвенный раствор, воздействие микробиоты и др.) в почве происходит выщелачивание радионуклидов из топливных частиц и растворение урановой матрицы.

Выщелачиванием проб почвы 30-километровой зоны ЧАЭС растворами различного состава с целью определения доли радионуклидов, связанных и не связанных с топливными частицами, установлено, что в песчаной почве произошло весьма существенное разложение топливных частиц [5]. За время, прошедшее после аварии (1989 г.), не менее 60% топливных частиц в песчаной почве (западный след выпадений, удаление от ЧАЭС - 13,5 км) разложилось и церий-144 оказался связанным с аморфными соединениями, а также сорбированным на компонентах почвы. Для проб чернозема (расстояние от ЧАЭС - 5,0 км)

145

показано, что только 4% церий-144 переходит в выщелачивающие растворы. Обнаружение в исследуемых пробах подвижных форм радионуклидов свидетельствует о процессе разложения топливных частиц.

В работе [6] показано, что после анализа данных выщелачивания ^{144}Ce и ^{154}Eu растворами различного состава можно предположить: разрушилось не менее 20% топливных частиц в пробе вертикального разреза с глубины 1,0-2,0 см, отобранной в районе "Рыжего леса" в 1991 г.

Сделано предположение, что такому разрушению в первую очередь должны подвергаться мелкодисперсные частицы облученного диоксида урана, имеющие рыхлую структуру и пониженную прочность.

Оценка скорости растворения топливных частиц в почвах ближней зоны ЧАЭС по скорости образования обменных форм ^{90}Sr (определяемых экстракцией 1М ацетатом аммония) сделана в [7]. Для западного и юго-западного сектора загрязнения константа скорости выщелачивания ^{90}Sr находится в пределах $3 \cdot 10^{-5}$ - $1,1 \cdot 10^{-4}$ сут $^{-1}$, и для северо-западного – $1,1 \cdot 10^{-4}$ - $7,9 \cdot 10^{-4}$ сут $^{-1}$. Было показано, что скорость выщелачивания из топливных частиц, в основном, зависит от свойств частиц и почти не зависит от типа почвы, кислотности почвы (pH), содержания гумуса и емкости катионного обмена.

125

В пробах почвы, отобранных в зоне отчуждения ЧАЭС на различных следах выпадений, была проведена оценка степени трансформации топливных частиц по количеству обменного ^{90}Sr [8]. Показано, что на западном следе радиоактивных выпадений от 27% до 70% ^{90}Sr находилось в матрице топливных частиц. Частицы, выброшенные в других направлениях, растворились в большей степени при аналогичных почвенных условиях.

Мобильность ^{137}Cs и ^{90}Sr чернобыльских выпадений в почвах Украины, Беларуси и России была определена методом последовательных экстракций в работе [9]. Доказано, что 40-98% ^{90}Sr легко переходило в первые фракции выщелачивающих растворов (дистиллированная вода; 1 моль/л $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ pH7; 1 моль/л CH_3COONa pH5). Ассоциация радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr с компонентами почв, загрязненными в результате аварии на ЧАЭС, отобранных в центральной Норвегии, на значительном расстоянии от эпицентра аварии, определена по модифицированной схеме последовательных экстракций. На основании полученных данных в [10] сделан вывод, что радиоактивные изотопы цезия прочно зафиксированы на минеральной матрице почвы и менее 10% могут быть мобильными.

В настоящее время имеется относительно небольшое количество данных о формах нахождения и ассоциации с различными компонентами поглощающего почвенного комплекса плутония, америция и кюрия чернобыльских выпадений в почвах, первоначально ассоциированных с топливными частицами.

Задача настоящей работы заключается в оценке степени трансформации (растворения) радиоактивных выпадений, содержащих радионуклиды ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$,

^{238}Pu , ^{241}Am и ^{244}Cm в почвах на западном и северо-западном следах выпадений в ближней зоне ЧАЭС методом последовательных экстракций.

Материалы и методы

В настоящей работе при проведении последовательных обработок почвы выщелачивающими растворами за основу была принята модифицированная схема Tessier A. [11], различные варианты которой широко использовались при определении мобильных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr чернобыльских выпадений и ассоциации их с различными компонентами почвы [9, 10, 12, 13, 14].

Пробы почвы были отобраны летом 1995 года на паспортизированном полигоне, расположенном в северо-западном направлении (340°) на расстоянии 6 км от ЧАЭС (шифр СЗС 34-02) и на участке реперной сети 30-километровой зоны отчуждения азимут - 260° , радиус - 6 км (шифр ЗС 26-02). Карта-схема расположения участков пробоотбора представлена на *рис. 1*. Участки для определения степени трансформации топливных частиц

146

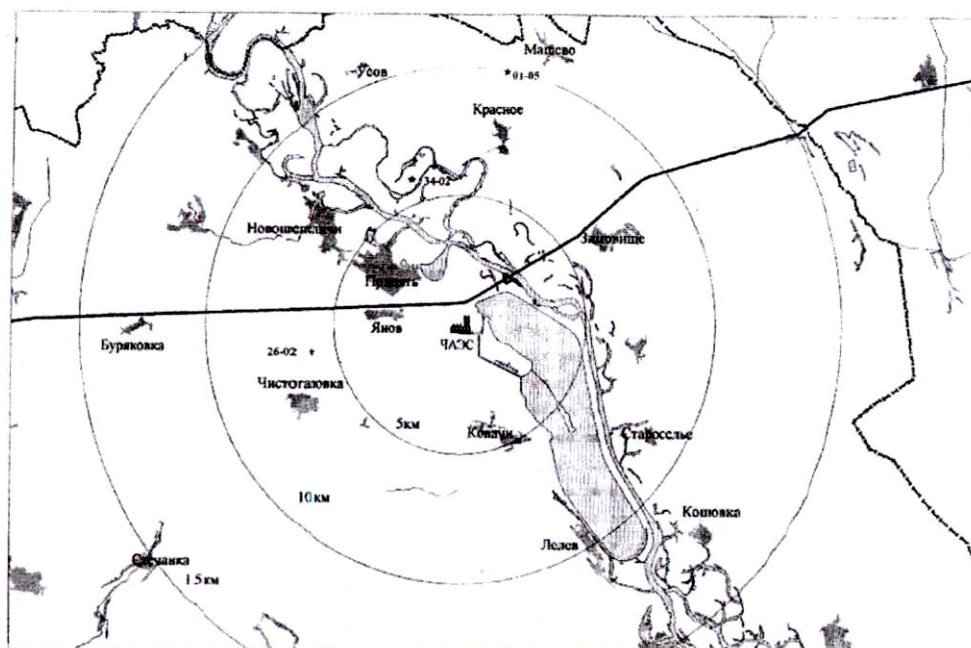


Рис. 1. Карта-схема расположения участков пробоотбора проб почвы

подбирались таким образом, чтобы были примерно одинаковые следующие параметры: плотность загрязнения по плутонию, удаление от источника выброса, тип и основные свойства почв. Плотность загрязнения почвы

изотопами плутония на исследуемых участках ЗС 26-02: ^{238}Pu - 92 кБк/м², $^{239+240}\text{Pu}$ - 200 кБк/м², ^{241}Pu - $1,4 \cdot 10^4$ кБк/м²; СЗС 34-02: ^{238}Pu - 130 кБк/м², $^{239+240}\text{Pu}$ - 280 кБк/м², ^{241}Pu - $1,8 \cdot 10^4$ кБк/м² [15].

Навески почвы 2,5-3,0 г из верхнего слоя 0-2 см (с каждого участка в трех повторностях) последовательно обрабатывались следующими реагентами при соотношении твердой и жидкой фаз т:ж=1:10:

- 1) дистиллированной водой pH 5,6 - 24 часа при комнатной температуре и периодическом перемешивании (фракция I);
- 2) 1 моль/л $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (NH_4Ac) pH 7 - два часа при комнатной температуре (фракция II);
- 3) 0,04 моль/л $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ в 25% об. CH_3COOH (HAc) - в течение шести часов при 80°C (фракция III);
- 4) 0,2 моль/л $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 0,1 моль/л $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ pH 3,2 (раствор Тамма) - один час при комнатной температуре (фракция IV);
- 5) 30% H_2O_2 при pH 2 (HNO_3) - в течение шести часов при 80°C , затем 3,2 моль/л NH_4Ac в 20% HNO_3 - в течение получаса при комнатной температуре (фракция V);
- 6) 7 моль/л HNO_3 в течение шести часов при 80°C (фракция VI);

7) остаток почвы после всех экстракций озоляли при 550 °С и обрабатывали смесью 8 моль/л HNO₃+0,2 моль/л HF два часа при 95 °С с последующей обработкой HNO₃ насыщенной H₃BO₃ (фракция VII).

После двух-шести обработок остаток почвы промывался дистиллированной водой для удаления остатков предыдущего реагента. Супернатант отделялся от остатка почвы центрифугированием при 6000 об/мин с последующим фильтрованием через плотный бумажный фильтр.

Обработка почвы описанными выше выщелачивающими растворами позволяет определить количество водорастворимых (1) и обменных (2) форм радионуклидов, а также количество радионуклидов, связанных с оксидными формами Fe и Mn (3) и полуторными окислами Fe и Al (R₂O₃) (4); переходящих в раствор при окислении органического вещества почвы (5); прочно фиксированных на минеральных компонентах почвы и находящихся в составе "горячих" топливных частиц (6) и (7).

147

Содержание ¹³⁷Cs в навесках почвы, выщелачивающих растворах и твердом остатке почв измеряли на гамма-спектрометрической установке на базе полупроводникового детектора серии GMX-30190 (эффективность 32.5%, разрешение 1,89 кэВ на линии 1,33 МэВ), многоканального буфера 919 SPECTRUM MASTER фирмы ORTEC и персонального компьютера.

Радиохимическое определение содержания ⁹⁰Sr, ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am и ²⁴⁴Cm во всех растворах и навесках почвы производили по методике [16], позволяющей определять все радионуклиды из одной навески почвы или одной аликвоты раствора. Активность альфа-излучающих радионуклидов плутония, америция и кюрия измеряли на восьмиканальном α-спектрометре OSTETE PC фирмы ORTEC с полупроводниковым кремниевым детектором серии ULTRA с эффективностью регистрации >25%. Собственный фон для области энергий выше 3 МэВ не более 1 имп/час, энергетическое разрешение 19 кэВ на линии 5486 кэВ (²⁴¹Am). Радиометрическое определение ⁹⁰Sr, после радиохимического выделения, производили с помощью бета-радиометра ROBOTRON 20046.

Агрохимические свойства почв определяли по общеизвестным методикам [17].

Результаты и обсуждения

Удельное содержание радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu, ²⁴¹Am и ²⁴⁴Cm в пробах почв (верхний слой 0-2 см), определенное по пяти-восьми навескам массой 2,5-3 г, приведено в табл. 1. Как видно из табл. 1, для навесок почвы, отобранной на западном следе выпадений (ЗС 26-02) наблюдается значительное, до 40-50%, отклонение значений содержания радионуклидов в параллельных навесках почвы, обусловленное нахождением их в составе различных по размеру топливных частицах. В почве, отобранной на северо-западном следе выпадений (СЗС 34-02), разброс значений содержания радионуклидов в навесках почвы не превышает 10-15% и определяется в основном погрешностью определения.

Таблица 1 - Содержание радионуклидов в воздушно-сухой почве (слой 0-2 см), Бк/г

Шифр пробы	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu	²⁴¹ Am	²⁴⁴ Cm
СЗС 34-02 (n=8)	750±90	220±40	10,2±1,1	4,9±0,5	11,0±1,6	0,63±0,07
ЗС 26-02 (n=5)	1570±220	870±360	16,7±4,8	7,4±2,2	18,5±5,7	0,83±0,28

Для описания радионуклидных характеристик различных радиоактивных продуктов аварии на ЧАЭС чаще всего используется коэффициент фракционирования ⁹⁵Zr, ¹⁰⁶Ru и ¹³⁷Cs по отношению к тугоплавкому ¹⁴⁴Ce [1]. Также достаточно информативным в отношении происхождения продуктов аварии и режиме их образования является определение отношений активностей изотопов плутония к ¹³⁷Cs и ¹⁴⁴Ce. В данной работе в качестве

реперных радионуклидов взяты $^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu}$, так как они нарабатывались во время штатной работы реактора по реакциям $^{238}\text{U}(n,\gamma)^{239}\text{U}\xrightarrow{\beta}^{239}\text{Np}\xrightarrow{\beta}^{239}\text{Pu}(n,\gamma)^{240}\text{Pu}$ и наиболее прочно связаны с урановой матрицей "горячих" частиц. В табл. 2 приведено отношение активностей ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{241}Am и ^{244}Cm к активности $^{239+240}\text{Pu}$. Отношения активностей радионуклидов ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{244}Cm к активности $^{239+240}\text{Pu}$, за исключением ^{90}Sr , в пробах почвы хорошо согласуются с расчетными значениями по их наработке в доаварийном топливе четвертого блока ЧАЭС [18].

Значительный дефицит ^{90}Sr (на участке СЗС 34-02 отношение $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ в три раза меньше расчетного) легко объясняется вертикальной миграцией ^{90}Sr в нижние слои

148

Таблица 2 - Отношение активности радионуклидов к активности $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах почвы, отн. ед.

Шифр пробы	^{137}Cs	^{90}Sr	^{238}Pu	^{241}Am	^{244}Cm
СЗС 34-02	74	22	0,48	1,08	0,062
ЗС 26-02	92	52	0,44	1,11	0,050
Расчет [15]	83	68	0,53	1,2	0,09

почвенных горизонтов. Так, по данным изучения вертикального распределения радионуклидов, на полигоне СЗС 34-02 в 1992 г. в верхнем слое 0-2 см содержалось менее 40% ^{90}Sr , в то время как содержание ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ составляло более 85% [19].

В табл. 3 приведены некоторые агрохимические свойства почв. Как видно из табл. 3, почвы на обоих участках кислые pH 4,8-5,0, содержание органического углерода находится в пределах 1-4%. Тип почвы - дерново-подзолистая песчаная.

Таблица 3 - Агрохимические свойства почв

Почва	pH (H ₂ O)	C _{орг.} , %	Ca ²⁺ -обм. мг.-экв./100 г. почвы	Fe ³⁺ мг./100г. почвы	Потеря при прокаливании, %
Дерново-подзолистая, песчаная (СЗС 34-02)	5,0	1,1	0,46	210	3,4
Дерново-подзолистая, песчаная (ЗС 26-02)	4,8	3,8	0,77	150	7,2

На рис. 2 представлены усредненные результаты последовательных обработок трех навесок почвы с каждого участка по описанной выше схеме. Содержание радионуклидов в выщелачивающих растворах приведено в процентах к суммарному содержанию во всех растворах и твердом остатке. На рис. 2 не показано распределение ^{238}Pu по различным фракциям (во всех пробах и растворах содержание ^{238}Pu определялось), так как оно совпадает с $^{239+240}\text{Pu}$.

Как видно из рис. 2,а, распределение различных радионуклидов по фракциям выщелачивающих растворов для проб почвы, отобранных на участке СЗС 34-02, носит специфический характер. ^{137}Cs прочно фиксирован на минеральном остатке почвы и переходит в растворимое состояние только при обработке почвы 7 моль/л HNO₃ и 8 моль/л HNO₃+0.2 моль/л HF.

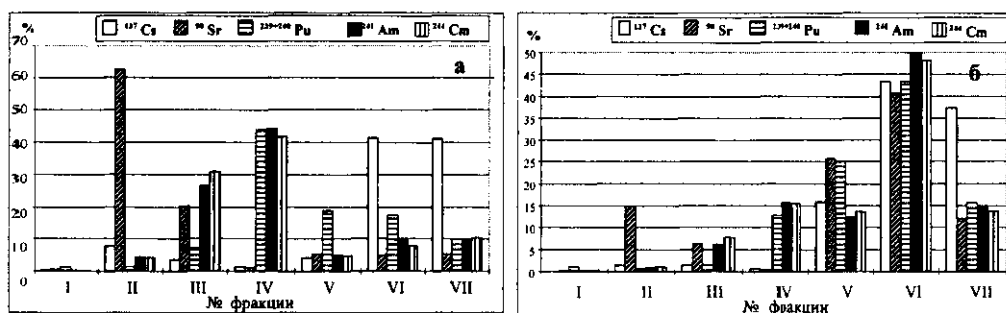


Рис. 2 Содержание радионуклидов в выщелачивающих растворах, % от содержания в исходной пробе.

I - H_2O , II - $NH_4AspH7.0$, III - 0.04 моль/л $NH_2OH \cdot HCl$ в 25% Ас, IV - 0.2 моль/л $(NH_4)_2C_2O_4 + 0.1$ моль/л $H_2C_2O_4 pH3.2$, V - 30% $H_2O_2 pH2$, VI - 7 моль/л HNO_3 , VII - 8 моль/л $HNO_3 + 0.2$ моль/л HF . (а - СЗС 34-02; б - ЗС 26-02)

149

Количество обменных форм ^{137}Cs не превышает 10%. Доля обменных форм ^{90}Sr составляет 60-65% и около 20% ^{90}Sr выщелачивается при обработке почвы 0.04 моль/л $NH_2OH \cdot HCl$ в 25% об. НАс. До 5-7% ^{90}Sr переходит в фракции V, VI и VII.

Основное содержание плутония приурочено к фракциям: IV - 45%, V - 19%, VI - 18% и VII - 10%. Следует отметить, что доля водорастворимых форм плутония превышает все остальные радионуклиды и составляет 1,3%. Распределение ^{241}Am и ^{244}Cm по фракциям выщелачивающих растворов в пределах ошибки определения одинаковое. С точки зрения химических свойств америция и кюрия здесь ничего неожиданного нет, так как эти элементы являются химическими аналогами. Можно было ожидать некоторых различий ввиду различной истории образования этих радионуклидов: ^{244}Cm нарабатывался во время штатной работы реактора, а ^{241}Am на 95% является продуктом бета-распада ^{241}Pu и накапливался в последующие годы. В исследуемой почве 25-30% ^{241}Am и ^{244}Cm связано с оксидными формами Fe и Mn (фракция III) и 40-45% - с полуторными оксидами Fe и Al (фракция IV).

Распределение радионуклидов по фракциям выщелачивающих растворов для почвы, отобранной на западном следе выпадений, показано на рис. 2,б. Наблюдается принципиальное отличие распределения радионуклидов от распределения, полученного для проб почвы, отобранных на северо-западном следе выпадений. Основное количество практически всех радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}Pu$, ^{241}Am и ^{244}Cm переходит в растворимое состояние только при обработке почвы сильным окислителем (30% $H_2O_2 pH2(HNO_3)$ при 80 °C) и 7 моль/л HNO_3 . Известно, что диоксид урана хорошо растворяется в азотной кислоте с концентрацией выше 4 моль/л, т. е. в данном случае синхронный переход в раствор радионуклидов означает растворение топливной матрицы,

На рис. 3 показана степень перехода радионуклидов в раствор при обработке проб почвы 30% $H_2O_2 pH2(HNO_3)$ при 80 °C для всех параллельных проб. Как видно на рис. 3, все три пробы СЗС 34-02 растворяются практически одинаково, пробы же ЗС 26-02 растворяются отлично как от проб СЗС 34-02, так и между собой. Это говорит о том, что в пробах ЗС 26-02 присутствуют топливные частицы, которые значительно отличаются по размерам и степени окисления во время активной фазы аварии.

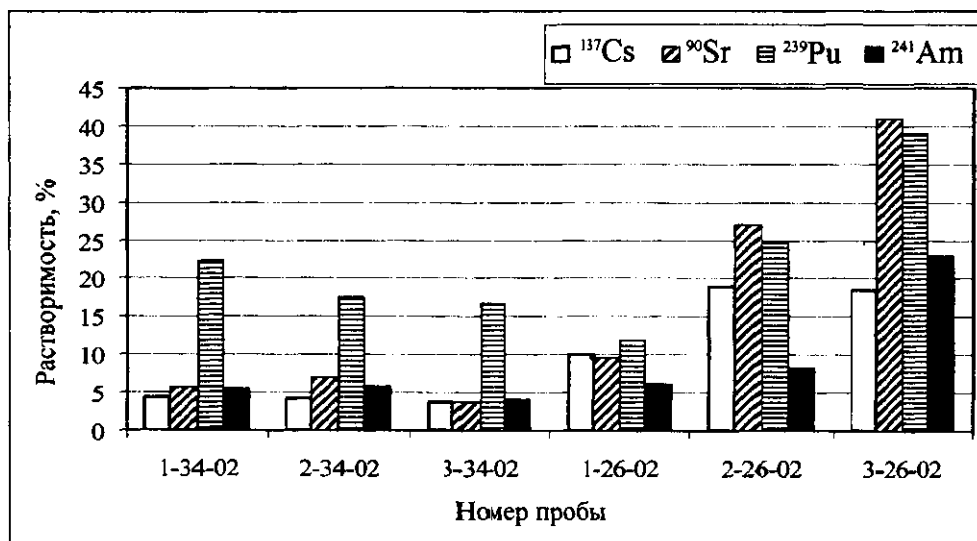


Рис.3. Степень перехода радионуклидов в раствор при обработке проб почвы 30% H₂O₂, % от исходного содержания

Степень трансформации (растворения) топливной компоненты чернобыльских выпадений можно оценить как количество радионуклидов, не связанных с топливными частицами. В данном случае предполагается, что радионуклиды,

150

которые переходят в фракции I+II+III+IV ассоциированы с различными компонентами поглощающего почвенного комплекса и представляют растворившуюся часть топливных частиц. В табл. 4 представлено суммарное содержание ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в фракциях I+II+III+IV. Для северо-западного следа содержание радионуклидов изменяется от 55% (²³⁹⁺²⁴⁰Pu) до 85% (⁹⁰Sr), на западном следе содержание всех радионуклидов примерно одинаковое и составляет 15-20%.

Ранее сделанные [7,8] оценки степени трансформации топливной компоненты по определению обменных форм ⁹⁰Sr в почвах могут давать на 20-30% завышенные значения. Так, при изучении растворимости аэрозольных горячих частиц в имитаторе легочной жидкости [20] найдено, что ⁹⁰Sr в 5-10 раз больше растворяется чем ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am, т. е. происходит выщелачивание ⁹⁰Sr без растворения топливной матрицы.

Литература

1. Богатов С.А., Боровой А.А., Дубасов Ю.В., Ломоносов В.В. Форма и характеристика частиц топливного выброса на ЧАЭС // Атомная энергия. - 1990. - Т. 69, № 1. - С. 36-40.
2. Perkins R. W., Robertson D.E., Thomas C. W., Young J.A. Comparison of nuclear accident and nuclear test debris // Environmental contamination following a major nuclear accident. Vol.1. IAEA. Vienna. 1990. - P. 111-139.
3. Sandalls F.J., Segal M.G., Victorova N. Hot particles from Chernobyl: a review // J. Environ. Radioactivity. - 1993. - Vol. 18, No 1. - P. 5 - 22.
4. Tcherkezian V., Shkinev V., Khitrov L., Kolesov G. Experimental approach to Chernobyl Hot particles // J. Environ. Radioactivity. - 1994. - Vol. 22, No2. - P. 127-139.
5. Кривохатский А.С., Смирнова Е.А., Рогозин Ю.М. и др. Радионуклиды в почве 30 - км зоны Чернобыльской АЭС // Радиохимия. - 1991.- Т. 33, №1. - С. 101-107.
6. Кривохатский А.С., Смирнова Е.А., Авдеев В.А., Трифонов В.А. Формы нахождения радионуклидов в пробах, отобранных в 30-км зоне Чернобыльской АЭС // Радиохимия. - 1994. - Т. 36, № 1. - С. 71-75.
7. Konoplev A., Bulgakov A. Kinetics of radionuclide leaching from fuel particles in the soil around the Chernobyl NPP // Proceedings of the Int. Sym. In Radioecology. 22-24 April 1996. Vienna. - P. 61-67.
8. Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Зварич С.И. и др. Определение скорости растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях // Радиохимия. - 1997. - Т. 39, вып. 1. - С. 71-76.
9. Salbu B., Oughton D. H., Ratnikov A. V. et. al The mobility of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in agricultural soils in the Ukraine, Belarus and Russia 1991 // Health Phys. - 1994.- Vol. 67, No 5. -P. 518-528.
10. Riise G., Bjornstad H.E., Lien H.N. et. al. A study on radionuclide association with soil components using a sequential extraction procedure // J. Radioanal. Nucl. Chem. Art. - 1990. -Vol. 142, No. 2.- P. 531-538.

11. Tessieer A., Campbell P.G.C., Bisson M Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Anal. Chem. - 1979. - Vol. 51, No 7. - P. 844- 851.
12. Andersson K. G., Roed J. The behaviour of Chernobyl ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{106}Ru in undisturbed soil: implications for external radiation // J. Environ. Radioactivity. - 1994. - Vol. 22, No3. - P. 183-196,
13. Strand P., Ratnikov A., Firsakova S. Time dependent changes in mobility of radionuclides in soil-water-plant systems // Environmental Impact of Radioactive Releases, Proceedings of a symposium. 8-12 may 1995. Vienna. P. 689-691.
14. Salbu B., Bjornstad H. E., Krekling T. Determination of physicochemical forms of radionuclides deposited after the Chernobyl accident // Environmental contamination following a major nuclear accident. IAEA. Vienna. - 1990. - P. 171-172.
15. Агеев В.А., Выричек С.Л., Одинцов А.А. Определение плотности загрязнения почв 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС плутонием-241 // Ядерная и радиационная безопасность. - 1999. - Т. 2, №2. - С. 28-41.

151

16. Агеев В.А., Ключников А.А., Одинцов А.А. и др. Способ определения содержания плутония, продуктов деления урана и трансурановых элементов в объектах окружающей среды. Авт. Свид. № 1701047 SU,1991.
17. Ариунушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ. - 1970. - 479 с.
18. Герасько В. Н., Ключников А.А., Корнеев А.А. и др. Объект "Укрытие". История, состояние и перспективы. - Киев: Интерграфик, 1997. 224 с.
19. Агеев В.А., Выричек С.Л., Левшин Е.Б. Распределение трансурановых элементов в 30-км зоне ЧАЭС // Доклады АНУ. - 1994, - №1. - С. 60 - 66.
20. Гаргер Е.К., Одинцов А.А., Саженьюк А.Д. Изучение растворимости чернобыльских "горячих" частиц в имитаторах биологических жидкостей // Збірник наукових праць НЦ ІЯД. - 2001. - № 3(5) - С. 177 - 183.

Государственное специализированное предприятие "Центр переработки и захоронения техногенных отходов "Техноцентр", Чернобыль

О. О. Одінець. ОЦІНКА СТУПЕНЯ ТРАНСФОРМАЦІЇ (РОЗЧИННОСТІ) ПАЛИВНОЇ КОМПОНЕНТИ ВИПАДАНЬ У ҐРУНТАХ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ЧАЕС МЕТОДОМ ПОСЛІДОВНИХ ЕКСТРАКЦІЙ

Методом послідовних екстракцій була вивчена асоціація основних довгоіснуючих радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{244}Cm з компонентами ґрунтів та "паливними" частинками, відібраних у 30-кілометровій зоні ЧАЕС на західному та північно-західному слідах радіоактивних випадань. Показано, що у піщаних ґрунтах заплави р. Прип'ять, на північно-західному сліді випадань, більш ніж 85% ^{90}Sr , 55% $^{239+240}\text{Pu}$, 75% ^{241}Am и ^{244}Cm пов'язані з різними компонентами поглинаючого ґрунтового комплексу і перебувають у потенційно рухомих формах. На вузькому західному сліді випадань трансформація (розчинність) паливних часток перебуває у межах 15-20%. Ступінь трансформації паливних часток переважно залежить від їх фізико-хімічних властивостей.

A.A. Odintsov. EVALUATION DEGREE OF TRANSFORMATION (DISOLUTION) FUEL MULTIPLIER OF FALL OUT IN THE SOILS EXCLUSION ZONE ChNPP BY METHOD OF SEQUENTIAL EXTRACTION

Sequential extraction techniques have been utilized in order to investigate the degree of binding or association between deposited radionuclides ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{244}Cm and different components in soil and fuel particles on the west and northwest trace offall out in the exclusion zone of ChNPP. The results indicate that in sandy soils of flood-lands r. Pripiyt on northwest trace a major fraction 85% ^{90}Sr , 55% $^{239+240}\text{Pu}$, 75% ^{241}Am and ^{244}Cm are associated with different soil components and are easily leachable. On the narrow west trace fall out transformation (dissolution) of fuel particles is in within the bounds 15-20%. Degree of transformation fuel hot particles in main depends of their physicochemical properties.

152

УДК 613.1:504.054

**І.В.Какура, І.І.Карачов, Л.І.Наговіцина, М.І.Проскура, В.Л.Пянтковський
РЕГЛАМЕНТАЦІЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОБ'ЄКТІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
НА ПІЗНІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ**

На основі натурних досліджень радіаційного стану довкілля зони відчуження та вивчення структури доз опромінення персоналу науково обґрунтовані нові радіаційно-гігієнічні нормативи, що відповідають вимогам нормативно-правових актів України в галузі радіаційної безпеки. Розробленим документом

регламентуються умови праці персоналу і встановлюється обмеження стосовно розповсюдження радіаційного забруднення за межі зони, а також закріплюються досягнуті радіаційні параметри.

Відповідно до статей 16 та 50 Конституції України обов'язком держави є забезпечення "екологічної безпеки і підтримання екологічної рівноваги на території України", яка склалася внаслідок Чорнобильської катастрофи, а також "кожен (людина) має право на безпечне для життя і здоров'я довкілля" [1]. Виходячи з цього, було розроблено і впроваджено в життя цілу низку законодавчо-нормативних актів та документів, спрямованих на протирадіаційний захист людини [2-7].

Аварія на Чорнобильській АЕС та її наслідки ще й досі залишаються об'єктом пильної уваги громадськості та предметом вивчення фахівців. Питання про ступінь та межі небезпеки радіації, впливовості існуючих заходів радіаційного захисту та дозових навантажень набули особливої актуальності у зв'язку з потужним викидом у навколишнє середовище, за межі промайданчика, значної кількості радіоізотопів, напрацьованих у реакторі, що призвело до радіоактивного забруднення значних територій України, Білорусі та Росії. В результаті оцінки радіаційної ситуації, що склалася, була створена зона відчуження в межах 30-ти кілометрів навколо ЧАЕС зі специфічним статусом і режимом роботи.

Зона відчуження - це територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 р. На землях цієї зони "неможливе подальше проживання населення, одержання господарської та іншої продукції, продуктів харчування..." (ст. 3) [4]. Всі рішення щодо впровадження існуючих законів, а також створення безпечних умов праці та зниження доз опромінення персоналу, що працює на цих територіях, з метою охорони його здоров'я, здійснюються державним департаментом - Адміністрацією зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, який має статус юридичної особи. Нині землі зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення (ЗВіЗБ(О)В) виведено з господарського обігу.

Головним завданням при утворенні цієї зони є впровадження заходів з локалізації радіоактивного аварійного забруднення та запобігання його розповсюдженню за межі території зони відчуження. Результати наукових досліджень покладаються в основу комплексів радіозахисних заходів, що постійно впроваджуються в зоні відчуження.

Розроблена фахівцями "Концепція Чорнобильської зони радіаційно-небезпечних земель на території України" [8] передбачає проведення низки заходів щодо реабілітації території. Як вже відмічалось, територія ЗВіЗБ(О)В виведена з господарчої діяльності, що призвело до руйнування господарчих та інших зв'язків, введення спеціального режиму користування цими територіями тощо. Тому можна розцінювати цей живий організм як непрацездатний, і реабілітація буде спрямована на відновлення порушених функцій. Повернення територій ЗВіЗБ(О)В у господарчу діяльність, носить дуже специфічний характер. Вже сьогодні зрозуміло, що реабілітаційна діяльність поширюється на різні об'єкти довкілля, тому персонал, який буде її випроводжувати, повинен бути представлений

153

обмеженою кількістю різних фахівців. Незважаючи на те, що ЧАЕС виведена з експлуатації, роботи з реабілітації ЗВіЗБ(О)В, контролю за існуючими пунктами захоронення радіоактивних відходів будуть вестися в ній ще довгі роки.

Проблема мінімізації дозових навантажень в умовах радіаційної аварії та у поставарійний період для зони відчуження не втрачає своєї актуальності, тому що багато з працюючих в Чорнобильській зоні відчуження виконують інтенсивні роботи на радіаційно небезпечних технологічних ділянках з різним станом забруднення радіонуклідами аварійного походження. Для ліквідації наслідків цієї великомасштабної аварії, окрім персоналу атомної електростанції, було залучено значний контингент фахівців, які працюють на радіаційно забрудненій території. Роботи з ліквідації наслідків аварії (ЛНА) на ЧАЕС широко проводяться по всій території зони відчуження, а з плином часу радіаційний стан довкілля змінився як завдяки фізико-хімічним показникам, так і внаслідок заходів з ЛНА. Постало питання проведення детальнішого аналізу сучасного радіаційно-гігієнічного стану найважливіших, з точки зору радіаційної небезпеки, технологічних ділянок ведення робіт.

Зміни в щільності радіоактивного забруднення та формах перебування радіонуклідів у довкіллі також призвели до змін дозових навантажень на персонал. На сучасному етапі в зоні відчуження змінився характер та обсяги виконуваних робіт, спрямованих на ЛНА та обмеження поширення радіоактивного забруднення. Кількість персоналу, що бере участь в цих роботах, значно скоротилася та відбулася зміна його складу. В зоні відчуження ведуться окремі види господарської діяльності, пов'язані з вивозом за її межі деякої продукції (деревина, метал тощо).

З огляду на викладене вище, розробка та впровадження нових гігієнічних нормативів, які відповідали б сучасному радіоекологічному стану зони відчуження та базувались на фактично досягнутих рівнях радіоактивного забруднення, вкрай необхідна. Радіаційно-гігієнічні регламенти допоможуть підвищити ефективність. Радіаційного контролю, а також обмежуватимуть винос радіонуклідів за межі зони відчуження та гарантуватимуть мінімізацію доз опромінення, які отримує персонал зони відчуження. Таким чином, вирішення питань з мінімізації наслідків ядерної катастрофи, зменшення впливу радіаційного забруднення, локалізованого в зоні відчуження, на територію України та на людину, є актуальними для нашої країни.

Отримані показники свідчать, що нині радіаційний стан зони відчуження стабілізувався і відповідає пізній стадії радіаційної аварії [9]. Тенденція до стабілізації спостерігається впродовж п'яти останніх років, що дало можливість розрахувати основні контрольні рівні радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження та запровадити їх як довгострокові непрямі контрзаходи, мета яких - оптимізація прийомів та технологічних процесів при веденні робіт з ДНА на рівні, що мінімізує дозові навантаження на кожну людину. Значення розроблених нормативів встановлено нижчими, ніж гранично допустимі дози та концентрації радіоактивних речовин на робочих місцях чи в довкіллі.

Отже, для регламентації умов праці персоналу, який виконує роботи з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, проживає на території, забрудненій радіонуклідами аварійного походження, встановлення обмеження стосовно поширення радіоактивного забруднення за межі зони відчуження, був зроблений документ "Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження (ГН 6.6.1.076-01).

Документ розроблено для зони відчуження з конкретизацією характерних особливостей радіоактивного забруднення об'єктів на сучасному етапі. Визначені нормативні показники регламентують рівні забруднення та умови праці персоналу (без деталізації характеру робіт) при виконанні заходів (робіт), які здійснюються на території зони відчуження (за винятком ЧАЕС та об'єкта "Укриття"). Дія документа не поширюється на питання контролю за поширення всередині зони відчуження ядерних матеріалів.

Нормативний документ конкретизує характерні особливості радіоактивного забруднення об'єктів на сучасному етапі в зоні відчуження, є "територіальними нормативами", тобто розробленими для особливої території - зони відчуження Чорнобильської АЕС, що розглядається, як радіаційно небезпечний об'єкт. Фахівці зони

154

відчуження працюють за спеціальним режимом, який враховує референтний час перебування на території з радіоактивним навантаженням. Цей спеціальний режим праці регламентується "Тимчасовим положенням про вахтовий метод організації робіт на підприємствах Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи", затвердженим наказом МНС України від 20.05.1999 №147.

Гігієнічні нормативи "Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження" розроблені з урахуванням вимог та положень нормативно-правових документів в галузі радіаційної безпеки, що діють в Україні, і запроваджені з метою:

- закріплення досягнутого радіаційного благополуччя в зоні відчуження;

▪ вдосконалення систем оперативного контролю за радіаційним станом зони відчуження при незмінних технологічних процесах, а також при змінах, які супроводжують зростання рівнів радіаційного впливу;

▪ оперативного виявлення аварійних випадків в існуючих технологічних процесах, які потребують негайного втручання та прийняття рішень.

Дія документа не поширюється на питання контролю за поширенням ядерних матеріалів всередині зони відчуження та за її межі.

Майбутнє зони відчуження має спиратися на сучасний стан справ та закономірності і тенденції природних та суспільних процесів. Згідно із Законом [1], на державний департамент - Адміністрацію ЗВіЗБ(О)В покладено відповідальність за оперативне, повне і об'єктивне інформування населення щодо екологічного стану у зонах відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення.

За післяаварійні роки в зоні відчуження постійно змінювався склад персоналу, і нині серед близько 6500 працівників більша частина не має статусу ліквідаторів, який визначено Законом України "Про статус та соціальний захист громадян, що потерпіли внаслідок Чорнобильської катастрофи" [10], хоча ці люди виконують роботи з ЛНА на території зони відчуження. В НРБУ-97 [6], які є основним регулюючим документом з радіаційної безпеки, до персоналу категорії А віднесено осіб, які безпосередньо працюють з джерелами іонізуючих випромінювань, що відсутнє при виконанні робіт в зоні відчуження. Фактично персонал з ЛНА постійно контактує з неконтрольованими джерелами іонізуючих випромінювань, які після аварії зосереджені в зоні відчуження, і працює в умовах підвищеної дії радіаційного фактора. Завданням же радіаційної гігієни є удосконалення та підвищення ефективності заходів з радіаційного захисту людини, які визначають стан радіаційної безпеки і сприяють збереженню її здоров'я та соціальній захищеності.

Проведеними дослідженнями доведено, що дози опромінення є основним критерієм оцінки впливу радіаційного забруднення довкілля на персонал зони відчуження та якості умов його праці [11,12]. Середньорічні сумарні ефективні дози опромінення представників адміністрації, допоміжного персоналу, науково-технічних працівників тощо становлять $0,3 \pm 0,02$ сЗв/рік і практично дорівнюють ліміту дози опромінення для осіб категорії Б (персонал) за НРБУ-97. Середньорічні сумарні ефективні дози опромінення персоналу, який безпосередньо виконує роботи з ЛНА, у півтора-три рази ($0,42-0,55$ сЗв/рік¹), а іноді, залежно від радіаційної небезпечності ділянок ведення робіт та видів робіт, в п'ять-шість разів ($0,6-1,0$ сЗв/рік) перевищують ліміт дози опромінення для осіб категорії Б за НРБУ-97 і наближаються до ліміту доз опромінення для осіб категорії А (персонал). Підвищення дозового опромінення персоналу відбувається, в основному, за рахунок інгаляційного надходження ізотопів плутонію, внесок яких становить від 46% при середніх значеннях ПЕД до 93% при незначних значеннях ПЕД на виробничих ділянках.

Оцінивши умови праці персоналу з ЛНА та структури його дозового опромінення від усіх можливих джерел іонізуючого випромінювання, на сучасному етапі пізньої фази аварії в нормативному документі визначено особливий статус працівників ЧЗВ. Окрім того, нині на міжнародному рівні відбуваються процеси переосмислення концептуальних положень радіаційного захисту. Нова ідеологія радіаційного захисту передбачає вдосконалення

традиційної системи незалежного регулювання доз та джерел опромінення персоналу і населення в умовах практики та втручань, оскільки такий підхід призводить до багатьох проблем та протиріч. Україну в цьому плані можна вважати унікальною державою, в якій дивним чином поєднуються найскладніші проблеми радіологічного захисту, а рішення цих проблем набуло особливо гострого і навіть критичного характеру через низку обставин. При встановленні статусу персоналу зони відчуження зроблено крок до вирішення протиріччя аварійного та пролонгованого опромінення персоналу. Нині при цих двох типах втручань дози опромінення враховуються та обмежуються незалежно, а ми, з огляду на оцінку умов

праці, ці особливості об'єднали в одну та обґрунтували застосування рівнів втручань за умови пролонгованої дії.

Статус встановлено так: "Всіх постійно працюючих на території зони відчуження класифікувати як "персонал" (аварійний) та віднести до категорії А(персонал)". Таким чином, фахівці зони відчуження матимуть права, аналогічні всім іншим працівникам радіаційно-ядерних об'єктів. Підходи стосовно оцінки їх практичної діяльності та можливої шкоди здоров'ю також мають бути подібні.

Визнавши цей факт, можна констатувати, що дози опромінення всього персоналу зони відчуження відтепер сприймаються як професійні, а не аварійні. Тому з метою обмеження невиправданого опромінення при порушенні регламентів поведінки в нормативному документі встановлено контрольні рівні індивідуальних доз зовнішнього та внутрішнього опромінення. Для проведення індивідуального дозиметричного контролю персоналу всіх підприємств, установ та організацій зони відчуження встановлено контрольні рівні ефективної дози зовнішнього та внутрішнього опромінення (таблиця). Контрольні рівні дозового навантаження встановлені нижчими, ніж ліміти доз опромінення згідно з НРБУ-97, що відповідає підходам радіаційної гігієни при встановленні будь-яких контрольних рівнів. Окрім того, персонал зони відчуження поділено на підгрупи з огляду на реальне дозове навантаження різних категорій працюючих, зумовлене типом і видом виконуваних робіт та технологічними ділянками їх ведення, враховано можливість додаткового опромінення під час виконання робіт на території зони відчуження. За цими підгрупами має здійснюватися індивідуальний дозовий контроль відповідно до встановлених показників.

Таблиця - Контрольні рівні індивідуальних доз зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу зони відчуження

Підгрупи	Категорія осіб	Контрольні рівні індивідуальних доз опромінення, мЗв/рік ⁻¹		
		Зовнішнє опромінення	Внутрішнє опромінення	Сумарно
I підгрупа	Особи, які безпосередньо виконують ліквідаційні роботи	15,0	3,0	18,0
II підгрупа	Всі інші особи, які постійно працюють в зоні відчуження	2,3	0,7	3,0

Для підвищення протирадіаційної безпеки персоналу та запобігання розповсюдженню радіоактивного забруднення як на території самої зони відчуження, так і за її межами, на територію України, спираючись на отримані фактичні показники радіоактивного забруднення об'єктів довкілля та існуючу в зоні відчуження градацію, всю її територію розподілено на три радіаційно-режимні зони, які реально в ній сформувалися.

Оскільки в зоні відчуження біля 50% території займають ліси, які відіграли особливу роль в кумуляції аварійних викидів і де зосереджена більша частина радіоактивних випадань та сформувалися особливі в радіоекологічному відношенні типи біоценозів, у нормативному документі запропоновано закріпити існуючий розподіл лісових масивів на такі зони:

перша - зона ведення лісового господарства без обмежень, в якій щільність забруднення ізотопами плутонію $< 3,7 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, стронцію-90 $< 111,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, цезію-137 $< 1480,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$;

156

друга - зона обмеженого режиму ведення лісового господарства, де щільність забруднення ізотопами плутонію $< 3,7-11,1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, стронцію-90 $< 111,0-370,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, цезію-137 $< 1480,0-3700,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$;

третя - зона заповідного режиму, в якій ведення лісогосподарських робіт здійснюється за спеціальними регламентами, узгодженими з органами Держсаннагляду, де

щільність забруднення ізотонами плутонію $>11,1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, стронцію-90 $> 370,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$, цезію-137 $> 3700,0 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$.

Розподіл на санітарно-режимні зони радіаційне небезпечних територій зони відчуження повною мірою відповідає основним радіаційно-гігієнічним принципам організації робіт з джерелами іонізуючого випромінювання. Всі види діяльності в зоні відчуження регламентуються зональністю, де вводиться спеціальний режим роботи і поведінки.

Гігієнічні нормативи встановлено диференційовано для реально сформованих санітарно-режимних зон, які відрізняються щільністю радіоактивного забруднення та рівнем небезпечності робіт, що виконуються в межах цих зон. Величини та показники "Основних контрольних рівнів, рівнів звільнення та рівнів дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження" встановлено на основі аналізу результатів багаторічних спостережень та з урахуванням факторів, які формують дозове навантаження на персонал зони відчуження. Розрахунки виконано за максимальним значенням даних радіоактивного забруднення об'єктів, отриманих в межах окремих радіаційно-режимних зон. В основу розрахунків увійшли дані власних досліджень, а також аналогічні показники, отримані науковцями і фахівцями зони відчуження, надані державним департаментом - Адміністрацією ЗВіЗБ(0)В. Значних розбіжностей між отриманими даними не було, всі показники підтверджують тенденцію до стабілізації радіаційного стану зони відчуження та початок процесів відновлення в біоценозах. Встановлені показники зумовлюють потенційно можливий низький додатковий радіаційний вплив в межах флуктуацій природного радіаційного фону в даній місцевості.

Показники (об'єкти), що увійшли до нормативного документа, було визначено з огляду на їх особливе значення в процесі ведення радіоекологічного моніторингу, обмеження поширення радіоактивного забруднення за межі зони відчуження та необґрунтованого додаткового опромінення персоналу з ЛНА. Об'єкти навколишнього середовища - атмосферне повітря та вода поверхневих водойм - практично не піддаються регулюванню, оскільки є природними стихіями, але для них також було вирішено встановити рівні обмеження для можливості оперативного реагування при виникненні критичних ситуацій.

Регламентні показники було встановлено диференційовано за категоріями (градаціями) відповідно до їх практичного використання, а саме:

- контрольні рівні - для обмеження перевищення досягнутих показників (значень) радіоактивного забруднення;
- рівні дії - для можливості втручання та прийняття термінових (невідкладних) рішень у разі наближення (або досягнення) до межі нормативу;
- рівні звільнення - для можливості вивозу та вільного обігу поза межами зони відчуження вантажів, обладнання, транспортних засобів тощо, рівні радіоактивного забруднення яких не є небезпечними;
- рівні обмеженого звільнення - для здійснення контролю поза межами зони відчуження, особливо стосовно використання за вказаним призначенням або згідно із класом використання певної продукції.

Таким чином, було визначено чотири критерії ведення радіаційного контролю як в самій зоні відчуження, так і поза нею.

Всі значення основних рівнів встановлено на основі фактично досягнутих показників. Вони відповідають дозам, меншим, ніж 1 мЗв/рік^{-1} , і розташовані на нижній межі рівня виправданості. Цифрові значення встановлено з огляду на можливості наявних вимірювальних приладів та здатність вимірювання визначених величин. Контрольні рівні забруднення атмосферного повітря встановлено з огляду на усереднені дані середньорічних концентрацій радіонуклідів аварійного походження у повітрі та максимально разові, що спостерігалися за весь час експозиції.

Оскільки на лісових ділянках, які належать до першої зони ведення лісогосподарських робіт, можлива рубка дерев для подальшого одержання ділової деревини та іншої товарної продукції (руднична стійка) з обмеженим колом використання, з врахуванням отриманих показників забруднення компонентів лісової фітомаси, де найбільший вміст радіонуклідів спостерігається в асимілюючих органах, а найменший - в самій деревині, було встановлено рівні обмеженого звільнення лісогосподарської продукції. Рівні обмеженого звільнення введено для попередження використання певних видів продукції не за призначенням, особливо за межами зони відчуження, з обов'язковим дотриманням вимог радіаційної безпеки та проведенням радіаційного контролю включно з радіаційним контролем на територіях використання.

З огляду на те, що перкутантне надходження тривалоіснуючих остеотропів, які мають невеликі значення ДЗд внаслідок їх дуже повільного виведення з організму, неможливо не враховувати при оцінці радіаційної небезпечності ведення робіт [13-15]. Оскільки шкіряна проникність іноді спричиняє суттєві рівні опромінення, було вирішено встановити контрольні рівні поверхневої забрудненості та визначити рівні звільнення, хоча для пізньої фази радіаційної аварії це не характерно. На підставі даних поверхневого забруднення виробничих та побутових приміщень, спецодягу, вантажів та попередніх нормативних документів (державних та відомчих), було проаналізовано ситуацію, що склалася на сьогодні, і поряд з наведеними показниками в документі було регламентовано показники контрольних рівнів та рівнів звільнення радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження за рахунок бета-часток. Рівні звільнення встановлено з огляду на те, що використання речей, вантажів, транспортних засобів тощо, на які вони поширюються, у звичайних умовах за призначенням не призведе до переопромінення осіб.

В усіх встановлених показниках регламентується тільки фіксоване забруднення (окрім рудничної стійки), тобто таке, яке неможливо усунути. Введено заборону на використання за межами зони відчуження спецодягу, спецвзуття, засобів індивідуального захисту (ЗІЗ) тощо, які застосовуються при виконанні робіт з ЛНА в зоні відчуження. В розробленому нормативному документі визначено порядок вивезення вантажів (обладнання, устаткування, лісоматеріали, деревина тощо) та обговорено наявність певних супровідних документів, що містять інформацію про рівні радіоактивного забруднення, які не перевищують встановлених показників.

Поточний радіаційний контроль забруднення об'єктів зони відчуження, які не увійшли в розроблений документ, повинен здійснюватися за радіаційно-гігієнічними регламентами першої групи згідно з НРБУ-97.

Отже, можна відмітити, що нормативні показники "Основних контрольних рівнів, рівнів звільнення та рівнів дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження" ні в якому разі не суперечать показникам інших нормативних документів вищого рівня, в першу чергу, НРБУ-97, а лише уточнюють та ще жорсткіше обмежують радіоактивне забруднення. Такий підхід, з огляду на специфіку забруднення зони відчуження, особливості умов праці та проживання персоналу, є виправданим та доцільним.

Розроблені гігієнічні нормативи "Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження" ГН 6.6.1.076-01 затверджено постановою Головного державного санітарного лікаря України від 28.09.2001 №138 та введено в дію з 1 листопада 2001 року.

За оцінками фахівців зони відчуження [16-18], техногенна міграція радіоактивних речовин становить від 0,0002 до 8% від сумарного виносу радіонуклідів аварійного походження за межі зони відчуження. Основним її шляхом є використання забрудненого автотранспорту та вивезення радіаційно забруднених вантажів. Дози за рахунок техногенного винесення, на обмеження якого в першу чергу спрямовані розроблені нормативи, становлять для критичних груп населення (водії, ремонтники) 0,14 сЗв та приблизно 0,1 сЗв за рахунок використання забрудненої деревини як при її переробці (обробці), так і під час невиправданого застосування без визначених регламентними

документами обмежень. Зважаючи на викладене вище, запровадження цього нормативного документа є виправданим контрзаходом.

158

Література

1. Конституція України. -К.: Преса України, 1997. - 80 с.
2. Закон "Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку" від 08.02.95 р. №39/95-ЕР // Ядерне законодавство: Зб. норм.-прав. актів. К, 1999. - Т.1. - С. 45-83.
3. Закон "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення" від 16.10.94 р. №4004-ХІІ // Сб. законов Украины по вопросам санитарного и эпидемиологического благополучия населения. - Донецк, 1994. - С. 5-29.
4. Закон України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" // Ядерне законодавство: Зб. норм.-прав. актів. -К, 1999. - Т.2. - С.246-256.
5. Закон України "Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання" від 14.01.97 р. №15/98-ВР // Ядерне законодавство. - Зб. норм.-прав. актів. - К, 1999. - Т.1. - С. 90-100.
6. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.001.-98. -К, 1993. - 135 с.
7. Основні санітарні правила протирадіаційного захисту України (ОСПУ): Державні санітарні правила ДСП 6.074.120-01. - К, 2001. -210с.
8. Холоша В.І, Соботович Є.В. Концепція Чорнобильської зони відчуження на території України // Проблеми Чорнобильської зони відчуження: Наук.-техн. зб. - Київ: Наукова думка, 1994. - Вип. 1. - С.3-17.
9. Какура І.В. Радиоэкологическая характеристика состояния окружающей среды зоны отчуждения//Гигиена населенных мест. -Киев: Здоров'я, 2000.-Вип.37. - С.328-333.
10. Закон України "Про статус та соціальний захист громадян, що потерпіли внаслідок Чорнобильської катастрофи" від 27.02.91 р.№796-ХІІ // Ядерне законодавство: Зб. норм.-прав. актів. -К,1999. - Т.2. - С.256-302.
11. Какура І.В. Структура доз облучения персонала зоны отчуждения // Гигиена населенных мест. - Киев: Здоров'я, 1999. - Вип.35. - С. 243-253.
12. Закономерность формирования доз облучения лиц работающих вахтовым методом в зоне отчуждения / И.И. Карачов, И.В. Какура, Н.Д. Маленко, Л.И. Наговицына // Гигиена населенных мест. - Киев: Здоров'я, 1998, - Вип. 33. - С.237-243.
13. Осанов Д.Н., Крючков Я.П., Панова В.П. Поглощенная доза в коже от излучения радиоактивных веществ, осевших на поверхности земли //Атомная энергия, 1990. - Т. 63, вып. 2. - С.107-111.
14. Осанов Д.Н., Шакс А.М. Уровни облучения поверхностных тканей у персонала при работах по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС // Весник АМН. -1992. - №2. - С. 26-30.
15. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучений / Серия изданий по безопасности №115. -Вена: МАГ АТЕ, 1997. -382 с.
16. Радіаційний стан зони відчуження / В.В. Деревець, Ю.Л. Іванов, С.В. Казаков та інші // Бюл. екол. стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999 - № 13, - С.9-19.
17. Радіаційна і екологічна вагомість природних та техногенних об'єктів зони відчуження / В. І. Холоша, М.І. Проскура, Ю.О. Іванов та інші // Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999. - № 13. - С. 3-8.
18. Природні та техногенні об'єкти зони відчуження - радіаційна і екологічна вагомість/ В.І. Холоша, М.І. Проскура, Ю.О. Іванов та інші // 15 років Чорнобильської катастрофи. Радіаційна безпека в Україні: Бюлетень НКРЗУ. - 2001. -№ 1-4. - С. 8-16.

Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва (ІГМЕ) АМН України, м. Київ

Державний департамент - Адміністрація зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення МНС України, м. Чорнобиль.

159

І.В. Какура, І.І. Карачов, Л.І. Наговицына, М.І. Проскура, В.Л. Пянтковський. РЕГЛАМЕНТАЦІЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОБ'ЄКТІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ НА ПІЗНІЙ СТАДІЇ АВАРІЇ

На основі натурних досліджень радіаційного стану довкілля зони відчуження та вивчення структури доз опромінення персоналу науково обгрунтовані нові радіаційно-гігієнічні нормативи, що відповідають вимогам нормативно-правових актів України в галузі радіаційної безпеки. Розробленим документам регламентуються умови праці персоналу і встановлюється обмеження стосовно поширення радіаційного забруднення за межі зони, а також закріплюються досягнуті радіаційні параметри.

И.В. Какура, И.И. Карачев, Л.И. Наговицына, Н.И. Проскура, В.Л. Пянтковский. РЕГЛАМЕНТАЦИЯ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЪЕКТОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ НА ПОЗДНЕЙ СТАДИИ АВАРИИ

На основе натурных исследований состояния окружающей среды зоны отчуждения и изучения структуры доз облучения персонала научно обоснованы новые радиационно-гигиенические нормативы,

которые соответствуют требованиям нормативно-правовых актов Украины в области радиационной безопасности. Разработанным документом регламентируются условия труда персонала и устанавливаются ограничения для распространения радиационного загрязнения за пределы зоны, а также закрепляются достигнутые радиационные параметры.

I.V. Kakura, L.I. Karachov, L.I. Nagovitsina, N.I. Proskura, V.L. Pyantkovsky. REGLAMENTATION OF EXCLUSION ZONE OBJECTS' RADIATION CONTAMINATION AT LATE ACCIDENT STAGE

On the basis of life investigations of the radiation state of the exclusion zone environment and study of staff Irradiation doze structure the new radiation and hygienic standards that correspond with the requirements of the standard and legislative acts of Ukraine in the sphere of radiation safety have been substantiated. The work conditions for staff are regulated by the developed document, the Imitations for radiation contamination dissemination outside zone are determined, and the obtained radiation parameters are consolidated also.

160

УДК 551.4:5513+556.388638.14.39514.15:546.96.502.55:621.039.7

Савин А.И., Рябушкин А.Н.

Государственное специализированное предприятие "Чернобыльская АЭС"

Проскура Н.И., Корнилова Ю.К.

Государственный департамент - Администрация зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения МЧС Украины

К ВОПРОСУ ОРГАНИЗАЦИИ РАБОТ ПО ОБРАЩЕНИЮ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Рассматривается вопрос о выполнении основных мероприятий по обращению с радиоактивными отходами (РАО) Чернобыльской АЭС и объекта "Укрытие" в соответствии с "Интегрированной программой обращения с радиоактивными отходами на этапе прекращения эксплуатации Чернобыльской АЭС и преобразования объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему" 2ПР С. Освещаются общие требования к перспективным и экономически оправданным технологическим системам переработки РАО, дается анализ достаточности создаваемых установок, инфраструктуры и вспомогательных систем; обсуждается целесообразность планируемых технических решений в области обращения с РАО; предложены мероприятия для совершенствования системы обращения с вышеуказанными РАО.

На протяжении периода эксплуатации энергоблоков Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) в режиме электрогенерации и в период ликвидации последствий аварии 1986 года происходило накопление радиоактивных отходов (РАО), вопросам обращения с которыми не уделялось должного внимания, в частности, из-за отсутствия необходимой инфраструктуры. Практически вся деятельность по обращению с РАО сводилась к разделению образующихся твердых РАО по группам (согласно классификации СП АС-88) и размещению их в отсеках хранилища твердых радиоактивных отходов (ТРО), предварительному кондиционированию и размещению жидких радиоактивных отходов (ЖРО) в баках хранилища жидких отходов (ХЖО) и хранилища жидких и твердых отходов (ХЖТО). В настоящий момент на промплощадке ЧАЭС накоплено значительное количество ЖРО и ТРО, требующих переработки и передачи на захоронение, а для высокоактивных (ВАО) и длительно существующих отходов (ДСО) - передачи на временное хранение.

В настоящий момент обращение с РАО в ГСП "Чернобыльская АЭС" регламентируется "Интегрированной программой обращения с радиоактивными отходами на этапе прекращения эксплуатации Чернобыльской АЭС и преобразования объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему" 2ПР С (далее - "Интегрированная программа..."), разработанной в соответствии с "Комплексной программой обращения с радиоактивными отходами на 2002-2005 годы и до 2010 года" (в редакции постановления Кабинета Министров Украины от 25.12.2002 № 2015 "О внесении изменений в некоторые постановления Кабинета Министров Украины ") и в соответствии с пунктом 3.2.24 Лицензии на снятие с эксплуатации ЧАЭС (серия ЕО №000040) с использованием положительного опыта ранее действовавших программ по обращению с РАО на ЧАЭС и объекте "Укрытие"

(ОУ). "Интегрированная программа..." распространяется на выполнение основных мероприятий по обращению с РАО ЧАЭС на этапе прекращения ее эксплуатации,

161

реализуемом после принятия решения о снятии ее энергоблоков с эксплуатации, и РАО ОУ на этапах стабилизации, подготовительных инженерных работ и создания инфраструктуры по преобразованию ОУ в экологически безопасную систему (первый и второй этапы преобразования ОУ). В "Интегрированной программе..." не рассматриваются вопросы обращения с РАО пруда-охладителя, а также вопросы обращения с РАО ОУ на этапе извлечения топливосодержащих материалов (ТСМ), их кондиционирования, хранения и передачи на захоронение.

Целью создания "Интегрированной программы..." является обеспечение реализации государственной политики в области обращения с РАО, образующимися на этапе прекращения эксплуатации ЧАЭС и при осуществлении мероприятий по стабилизации ОУ и подготовке объектов инфраструктуры для преобразования ОУ в экологически безопасную систему. "Интегрированная программа..." включает интегрированную оптимизированную схему обращения с РАО, учитывающую весь комплекс работ, предусмотренных для прекращения эксплуатации энергоблоков ЧАЭС, выполнения стабилизационных мероприятий на ОУ, повышения эксплуатационной надежности и долговечности конструкций и систем, подготовки сооружения нового безопасного конфайнмента ОУ, с учетом существующих в ГСП "Чернобыльская АЭС" и в зоне отчуждения объектов и установок, предназначенных для обращения с РАО, а также объектов и установок, которые сооружаются или должны быть сооружены для данных целей.

Достижение цели "Интегрированной программы..." обеспечивается решением следующих задач:

- нераспространение РАО в окружающую среду на различных этапах обращения с ними;

- снижение количества образующихся РАО на ЧАЭС и ОУ (минимизация РАО);
- сбор РАО;
- переработка накопленных и вновь образуемых РАО;
- временное хранение и подготовка к захоронению РАО.

Задачи "Интегрированной программы..." должны выполняться путем:

- применения принципа ALARA на всех этапах обращения с РАО;
- анализа всех работ по реконструкции и модернизации для минимизации образования

РАО;

- разработки и внедрения новых технологических процессов по переработке РАО;
- обучения персонала современным технологиям обращения с РАО;
- разработки единой системы учета РАО;
- определения характеристик образующихся отходов;
- первичной сортировки и раздельного обращения с различными видами отходов, в том числе грунтов, предотвращающих увеличение объемов отходов более высокого уровня активности вследствие смешивания их с менее активными;
- применения технологий, приводящих к минимальному образованию РАО (в т.ч. вторичных) и загрязнению применяемых средств производства;
- организации дезактивации используемых инструмента, оборудования, дополнительных средств индивидуальной защиты (СИЗ) и пр. с целью их повторного использования;
- исключения, по мере возможности, завоза в "грязную" зону оборудования, материалов в упаковке или возвратной таре.

В "Интегрированной программе..." рассматривается существующее состояние обращения с РАО на ЧАЭС и ОУ, а также устанавливаются общие требования к перспективным и экономически оправданным технологическим системам переработки РАО, выполнен анализ достаточности создаваемых установок, инфраструктуры и

вспомогательных систем; целесообразность планируемых технических решений в области обращения с РАО; вскрыты упущения и несоответствия, предложены корректирующие мероприятия.

Для совершенствования системы обращения с РАО на ЧАЭС и ОУ необходимо выполнить ряд мероприятий согласно "Интегрированной программе...".

162

К числу мероприятий, полностью выполненных к началу 2006 года, относятся:

1. Внедрение установки дезактивации с применением ультразвука "Сонар".

Установка смонтирована, опробована в работе, ведется наработка различных режимов дезактивации оборудования для определения возможности повторного использования оборудования, материалов и инструментов.

2. Организация участка дезактивации оборудования и инструмента ОУ.

Оборудование смонтировано, опробовано в работе, осуществляется наработка различных режимов дезактивации оборудования для снижения дозовых нагрузок на персонал и для определения возможности повторного использования оборудования, материалов и инструментов.

3. Разработка программ по обращению с ВАО ОУ.

Разработана "Типовая программа проведения работ по перемещению твёрдых ВАО объекта "Укрытие" к месту временного хранения" (далее - "Типовая программа..."), которая определяет организационно-технические мероприятия, порядок подготовки, меры безопасности и последовательность выполнения работ по удалению твердых ВАО с ОУ к месту временного хранения, а также лиц, ответственных за безопасное выполнение работ. На основе "Типовой программы..." в каждом отдельном случае разрабатывается "Программа проведения работ...". Применение такого подхода позволяет сократить время на оформление документации для получения разрешения на выполнение работ по удалению ВАО. Кроме того, разработаны схемы действий персонала ЧАЭС и подрядных организаций в случае обнаружения ВАО, которые позволяют согласовать действия подразделений ЧАЭС и подрядных организаций при подготовке и проведении работ по удалению ВАО.

4. Оснащение комплектом оборудования и приспособлений, необходимого для обращения с ТРО на площадке объекта "Укрытие".

Закуплено и используется в подготовительных работах по стабилизации ОУ и строительству нового безопасного конфаймента оборудование для обращения с РАО, в т.ч. два самоходных дистанционно управляемых комплекса (СДУК).

Это позволило проводить значительную часть операций с ВАО с меньшим радиационным воздействием на персонал.

5. Лицензирование перевозки ТРО.

Получена лицензия на перевозку ТРО первой и второй групп, что позволяет ГСП "Чернобыльская АЭС" перевозить данные ТРО для захоронения на пункте захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) "Буряковка", используя собственные спецавтомобили.

6. Разработка "Программы обращения с радиоактивными отходами Чернобыльской АЭС на этапе окончательного закрытия" ЗПР-С (далее - "Программа обращения...").

"Программа обращения..." разработана и согласована с Государственным комитетом ядерного регулирования Украины. Программа разработана в соответствии с требованиями нормативного документа "Требования к обращению с радиоактивными отходами до их захоронения. Общие положения" (НД 306.607-95) и является одним из документов, необходимых для осуществления деятельности на этапе окончательного закрытия.

Программа включает схему обращения с РАО, учитывающую комплекс работ, предусмотренных для этапа окончательного закрытия, а также объекты и установки, предназначенные для обращения с РАО, не только уже существующие в ГСП "Чернобыльская АЭС" и в зоне отчуждения, но и те, которые сооружаются или должны быть сооружены.

7. Организация временного хранения ВАО в здании № 12.

Введено в эксплуатацию временное хранилище высокоактивных ТРО, что позволяет обеспечить размещение таких РАО на временное хранение в контейнерах КТЗВ-0,2 до ввода в эксплуатацию временного хранилища в рамках проекта Промышленного комплекса по переработке твердых радиоактивных отходов (ПКОТРО).

163

8. Организация подразделения для руководства всей деятельностью по обращению с РАО ГСП "Чернобыльская АЭС".

Образована служба по обращению с РАО при непосредственном подчинении заместителю технического директора по обращению с РАО, что позволило сконцентрировать ресурсы ГСП "Чернобыльская АЭС" в направлении обращения с РАО.

9. Разработка руководства по качеству "Обращение с РАО".

Разработана "Программа качества ГСП ЧАЭС при обращении с радиоактивными отходами" ПК-03, что позволяет последовательно и постоянно анализировать обеспечение качества выполняемых работ по обращению с РАО.

10. Профессиональная подготовка персонала по вопросам обращения с РАО.

В соответствии с ежегодным "Планом-графиком повышения квалификации руководителей и специалистов" проводится обучение персонала в учебно-тренировочном центре ГСП "Чернобыльская АЭС" и в Севастопольском институте ядерной промышленности и энергетики по темам "Обращение с РАО", "Радиационная обстановка на АЭС. Проблемы снижения дозовых нагрузок персонала на АЭС", "Способы и средства дезактивации на АЭС".

К основным мероприятиям, находящимся к началу 2006 года в стадии выполнения, относятся:

1. Строительство и ввод в эксплуатацию завода по переработке жидких радиоактивных отходов (ЗПЖРО).

Ввод в эксплуатацию ЗПЖРО позволит осуществить постепенный перевод ЖРО в твердую форму способом цементирования после предварительного упаривания кубового остатка и центрифугирования перлита и ионообменных смол.

Характеристики конечного продукта ЗПЖРО (упаковок) не превышают ранее согласованные в рамках ПОАБ критерии приема отходов для захоронения в приповерхностном хранилище (ПХ) НСА-КСО ПКОТРО (Лот 3).

Начало испытаний на ЗПЖРО с использованием реальных ЖРО планируется в середине 2006 года, полная сдача объекта - в 2007 году.

2. Строительство и ввод в эксплуатацию ПКОТРО.

ПКОТРО предназначен для извлечения и переработки/кондиционирования:

твердых отходов, накопленных за время эксплуатации ЧАЭС;

эксплуатационных ТРО с энергоблоков и объекта "Укрытие".

Программа сооружения ПКОТРО состоит из трех лотов:

Лот 1: установка для извлечения ТРО из существующего хранилища твердых отходов (ХТО);

Лот 2: завод по переработке твердых радиоактивных отходов (ЗПТРО);

Лот 3: специально оборудованное приповерхностное хранилище для захоронения низко- и среднеактивных краткосуществующих РАО.

Ввод в эксплуатацию ПКОТРО позволит осуществить извлечение ТРО из существующего на ЧАЭС хранилища, переработку и подготовку ТРО для передачи на захоронение/хранение (сортировку, упаковку, прессование, цементирование), сжигание горючих ТРО и ЖРО, временное хранение первичных упаковок (бочек) с ТРО третьей группы и ДСО в здании защищенного типа (здание № 84).

Ввод в эксплуатацию временного хранилища первичных упаковок (бочек) с ТРО третьей группы и ДСО в здании № 84 и Лота 3 запланирован в 2006 году, а остальных объектов - в 2007 году.

3. Участок аэрозольной газодинамической дезактивации (АГД).

Разработан документ "Создание участка АГД дезактивации съемного оборудования в пом. 513 блок В 2-й очереди". Разработано задание на проектирование по размещению установки АГД в помещении № 513 блока Б второй очереди.

Создание участка позволит расширить возможности ЧАЭС в части дезактивации оборудования и материалов, которые имеют на поверхности фиксированное радиоактивное загрязнение (красками, лаками и т.п.).

164

4. Усовершенствование организации учета РАО.

Введена в опытно-промышленную эксплуатацию компьютерная программа "База данных инвентаризации РАО ЧАЭС", что позволяет осуществлять оперативный учет и контроль над РАО на всех стадиях образования и дальнейшего обращения, обеспечивает возможность легкого и быстрого доступа к электронным таблицам данных для выполнения анализа данных по учету и подготовке отчетности по обращению с РАО, а также возможность архивирования (обеспечение сохранения) данных.

5. Проведение КИРО блока № 3.

Работы закончены в 2005 году выпуском отчета по КИРО. Получены данные об инженерном и радиационном состоянии оборудования, что позволит планировать и выполнять работы по снятию с эксплуатации энергоблоков.

6. Унификация транспортных средств для перевозки ТРО.

В рамках контракта 1L10/99 (строительство ПКОТРО) закуплен и передан на баланс ГСП "Чернобыльская АЭС" контейнеровоз КТРО-К1 для перевозки контейнеров КТЗ-3,0. Контейнеровозы такого типа планируется использовать для перевозки КТЗ-3,0 с конечной продукцией ЗПЖРО и ПКОТРО на Лот 3, а также КТЗВ-0,2 внутри ГСП "Чернобыльская АЭС".

Унификация транспортных средств обеспечит снижение затрат на транспортировку ТРО и улучшит радиационную безопасность при выполнении транспортных операций.

7. Создание контейнерного парка для всех категорий РАО.

Определены к использованию в ГСП "Чернобыльская АЭС" контейнеры КТЗ-3,0; КТЗВ-0,2 и бочки КТ-0,2.

Закуплены 80 контейнеров для высокоактивных отходов КТЗВ-0,2 и 12 транспортно-защитных контейнеров КТЗ-3,0 для эксплуатации ЗПЖРО.

Контейнеры КТЗВ-0,2 уже используются при удалении ВАО из локальной зоны ОУ и для их размещения на временное хранение в здании № 12.

8. Создание участка по производству бетонных контейнеров для транспортировки и захоронения низко- и средне активных краткосуществующих РАО.

Получено согласие Европейской Комиссии (ЕК) на финансирование проектирования, строительства и ввода в эксплуатацию участка по производству транспортно-защитных контейнеров КТЗ-3,0. Разработана техническая спецификация, ведется подготовка к тендеру.

Создание участка позволит обеспечить потребность ЧАЭС в транспортно-защитных контейнерах КТЗ-3,0 и выполнение требований по безопасности при транспортировке и захоронении РАО (конечной продукции ЗПЖРО и ЗПТРО).

9. Создание участка по производству первичной упаковки для хранения/захоронения ТРО всех типов.

Разработана техническая спецификация. Прорабатывается с ЕК возможность финансирования по программе ТАСИС. Создание участка позволит обеспечить потребность объектов по обращению с РАО (ЗПТРО, ЗПЖРО, хранилища отработанного ядерного топлива (ХОЯТ-2), ПХ НСА-ДСО и ВАО) по всем типам упаковок (бочек) для РАО при их кондиционировании, хранении и захоронении.

10. *Создание интегрированной автоматизированной системы контроля ОУ (ИАСК ОУ).*

ИАСК ОУ заменит разрозненные и вырабатывающие свой ресурс системы контроля радиационного состояния, параметров ядерной безопасности, состояния строительных конструкций и пожарной безопасности, температурного режима ОУ. Работы выполняются в соответствии с контрактом. Ввод в эксплуатацию позволит осуществлять централизованно (в рамках единой системы) контроль над состоянием ОУ.

11. *Создание модернизированной системы пылеподавления ил ОУ (МСПП на ОУ). Проведение пылеподавления в зонах работ по стабилизации ОУ.*

При выполнении работ на ОУ необходимо проведение планового пылеподавления, обеспечение пылеподавления в случае аварийных ситуаций, обеспечение упреждающего нанесения пленок при проведении стабилизационных работ.

165

Пылеподавление производится в соответствии с мероприятиями по стабилизации ОУ, разрабатываемыми подрядчиком в составе ППР на производство работ. Система МСПП введена в опытно-промышленную эксплуатацию. В мае 2006 года планируется ввод ее в эксплуатацию.

Модернизация СПП позволит увеличить на 70% охват площадей ОУ, на которых возможно производить пылеподавление, перейти на режим работы, когда не требуется ежемесячное нанесение многокомпонентных составов (один месяц - аккумулирующий состав, другой - локализирующий), а достаточно с периодичностью раз в шесть месяцев наносить однокомпонентный локализирующий состав и по прошествии еще шести месяцев наносить трехкомпонентный пылеподавляющий состав.

В итоге это позволяет улучшить обеспечение радиационной безопасности на ОУ.

12. *Создание автоматизированной системы физической защиты и контроля доступа на ОУ.*

Работы выполняются в соответствии с контрактом. Ввод в эксплуатацию позволит обеспечить защиту физических барьеров ОУ, препятствующих распространению ядерных материалов и радиоактивных отходов за пределы ОУ, а также предотвратить несанкционированное проникновение внутрь ОУ.

13. *Создание мобильного комплекса очистки вод от трансураниевых элементное (ТУЭ).*

Опытная эксплуатация установки проведена. В настоящее время, по согласованию с Госатомрегулирования Украины, установка законсервирована.

14. *Разработка методик определения количества и уровня активности РАО (в т.ч. дм ОУ).*

Разработана "Методика определения активности ТРО с использованием спектрометрической системы типа Genie-2000", необходимо проведение ее аттестации. На 2006 год запланирована разработка методики для ЖРО.

Наличие методик позволит с требуемой точностью характеризовать радиоактивные отходы ЧАЭС, включая РАО ОУ, на всех стадиях обращения с ними.

Не были в полной мере выполнены (в т.ч. из-за отсутствия финансовых средств) следующие мероприятия:

1. *Создание участка по резке длинномерных высокоактивных отходов.*

Разработана техническая спецификация, направлена в ЕК. Согласовывается финансирование по программе TACIS 2005-2006 гг.

Создание такого участка позволит разделить длинномерные специальные изделия и элементы активной зоны, накопленные на энергоблоках на этапе эксплуатации, на фрагменты с высокой, средней и низкой активностью (т.е. уменьшить объем ВАО), производить безопасное измельчение высокоактивных длинномеров и их деталей,

освободить блоки ЧАЭС от большого количества высокоактивных специальных изделий и элементов активной зоны и передать их на безопасное хранение или захоронение.

2. *Создание участка дезактивации электропоездов и подвижного состава на станции "Семиходы".*

В ходе разработки технической спецификации более детально проанализированы риск радиационного загрязнения подвижного состава, действия по дезактивации, стоимость будущей эксплуатации участка. В результате создание данного участка признано нецелесообразным.

3. *Создание участка по фрагментации и разборке крупногабаритного оборудования.*

Обеспечит возможность дальнейшей дезактивации оборудования, а также предварительной обработки и переработки ТРО.

Принято решение разместить участок в помещении № 158 блока Е. Работа запланирована к выполнению в 2006-2007 гг.

166

4. *Перемещение воды из помещения 001/3 ОУ в БТВ ВСРО. Создание стационарной установки очистки вод от ТУЭ.*

Подготовлено концептуальное техническое решение об обращении с ЖРО нового безопасного конфаймента и ОУ Разработаны проектные основы системы перекачки воды из помещения 001/3.

Окончательное решение о сроках и объеме выполнения работ не принято.

Проект установки по обращению с водой ОУ должен подлежать безусловному осуществлению, т.к. перед перекачкой воды, загрязненной ТУЭ и органическими соединениями, на выпарную установку и ЗПЖРО содержание ТУЭ в воде должно быть снижено до критериев приемки на ЗПЖРО, а содержание органических соединений - до ограничений, предусмотренных для выпарной установки. В дальнейшем стационарная установка будет использоваться для предварительной очистки дезактивационных вод нового безопасного конфаймента, а также ХОЯТ-2.

5. *Модернизация водо-радиохимической лаборатории.*

Для проведения анализов РАО существует потребность в методическом обеспечении и оборудовании для водо-радиохимической лаборатории. Определен состав необходимого оборудования. Окончательное решение о финансировании этой работы не принято.

Во исполнение "Интегрированной программы обращения с радиоактивными отходами на этапе прекращения эксплуатации Чернобыльской АЭС и преобразования объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему", с целью оптимизации темпа и стоимости земляных работ при строительстве нового безопасного конфаймента в 2003-2004 гг. было принято согласованное с регулирующими органами решение о создании на территории ГСП "Чернобыльская АЭС" площадки временного (на время реализации ПОМ) складирования грунтов и других технологических материалов, имеющих ограниченное радиоактивное загрязнение. В настоящее время заканчиваются работы по обустройству такой площадки (согласно разработанному рабочему проекту), а также по согласованию времени начала ее эксплуатации. Это позволит во втором квартале 2006 года приступить к работам по разборке бермы пионерной стены ОУ, а затем - к очистке территории под фундаменты нового безопасного конфаймента.

С точки зрения процесса снятия с эксплуатации (СЭ) энергоблоков создание инфраструктуры по обращению с РАО является определяющей задачей. Чрезвычайно важно, чтобы проблемы, возникающие при выполнении этой задачи, анализировались в самом начальном периоде и успешно решались без увеличения длительности этапа прекращения эксплуатации энергоблоков и последующих этапов СЭ.

Интегрирование систем обращения с РАО, реализуемых в рамках международной технической помощи и украинских проектов, должно осуществляться по следующим основным направлениям:

▪ объединение потоков РАО на определенных стадиях их обработки с целью уменьшения общего количества технологических операций, более эффективного использования технологического оборудования, экономии средств и повышения радиационной безопасности;

▪ сооружение (в дополнение к запланированным) новых объектов (установок) для устранения нестыковок или несовершенства технологических цепочек по обращению с РАО.

В 2004 году рабочей группой экспертов, состоящей из специалистов ГСП "Чернобыльская АЭС" и ГУП ПОМ, были проведены анализы графика образования РАО различных видов и категорий на период до 2050 года и возможности переработки этих РАО, а также определены сроки создания и оценочная стоимость дополнительных объектов по обращению с РАО. Результатом работы группы явилось определение перечня дополнительных мероприятий по развитию и адаптации существующей системы обращения РАО к предстоящим задачам. В Европейский банк реконструкции и развития (ЕБРР) были представлены соответствующие отчеты, рассмотренные затем независимыми экспертами Международной консультативной группы и рекомендованные для доклада странам-донорам ЧФУ.

К числу первоочередных задач (кроме расширения ПЗРО "Буряковка" с созданием дополнительной установки входного радиационного контроля ТРО, реконструкции автодороги ЧАЭС - "Вектор" и закупки дополнительных спецавтомобилей для транспортировки ТРО) **было отнесено создание:**

167

▪ буферного хранилища для краткосуществующих отходов (до начала массового демонтажа оборудования) с полезным объемом 19,320 м³;

▪ дополнительного хранилища ТРО третьей группы и длительносуществующих ТРО (до начала демонтажа нестабильных конструкций ОУ и фрагментации технологических каналов реакторов) с полезным объемом 3000 м³;

▪ участка фрагментации и сортировки длительносуществующих радиоактивных отходов производительностью 600 м³/год;

▪ участка фрагментации краткосуществующих отходов (до начала массового демонтажа оборудования) производительностью 1000 м³/год;

▪ установки разделки кабелей производительностью 75 м³/год;

▪ участка предварительной дезактивации отходов с целью перевода ДСО в категорию КСО (до начала демонтажа нестабильных конструкций ОУ) производительностью 600 м³/год;

▪ участка дезактивации для конструкций и оборудования, загрязненного краткосуществующими радионуклидами, производительностью 1520 м³/год;

▪ установки предварительной обработки ЖРО (очистка от трансурановых и органических соединений) производительностью 600 м³/год (до начала дезактивации демонтируемых нестабильных конструкций ОУ);

▪ дополнительного оборудования для характеристики РАО, в т.ч. извлекаемых при сооружении нового безопасного конфаймента грунтов и других технологических материалов;

▪ установки по переплавке радиоактивно-загрязненного металла (до начала массового демонтажа оборудования).

В настоящий момент рабочей группой экспертов определен объем работ и разработаны функциональные требования, необходимые для создания значительной части вышеуказанных объектов. Для начала тендерных процедур и практического осуществления работ необходимо получение одобрения ЕБРР и ассамблеи стран-доноров.

Указанные объекты и установки позволят оптимизировать обращение с РАО и снизить дальнейшие эксплуатационные затраты при этом, частично уменьшить объем РАО и повторно использовать металл, имеющий поверхностную загрязненность. Часть установок, в

т.ч. дополнительное хранилище ТРО третьей группы, а также установка по переплавке радиоактивно загрязненного металла может быть создана для обеспечения деятельности с РАО в зоне отчуждения в целом, учитывая состояние ПЗРО "Подлесный", а также количество загрязненного металла в зоне отчуждения.

При осуществлении в будущем захоронения в глубоких геологических формациях для высокоактивных и долгоживущих отходов необходимо учесть, что после выдержки в сухом хранилище отработанного ядерного топлива захоронению подлежат дополнительные внутриреакторные поглотители и конструкционные элементы тепловыделяющих сборок, не содержащиеделящегося материала.

Савін А.І., Рябушкін О.М. Проскура М.І., Корнілова Ю.К. ДО ПИТАННЯ ОРГАНІЗАЦІЇ РОБІТ ЩОДО ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС.

Розглядається питання про виконання основних заходів щодо поводження з радіоактивними відходами (РАВ) Чорнобильської АЕС і об'єкта "Укриття" відповідно до "Інтегрованої програми поводження з радіоактивними відходами на етапі припинення експлуатації Чорнобильської АЕС і перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему" 2 ПР С. Висвітлюються загальні вимоги до перспективних і економічно виправданих технологічних систем перероблення РАВ, наводиться аналіз достатності створюваних установок, інфраструктури і допоміжних систем; обговорюється доцільність запланованих технічних рішень в сфері поводження з РАВ; запропоновані заходи для удосконалення системи поводження з вищевказаними РАВ.

168

УДК 591.047: 578.083: 546.42.083

А.Л.Липська, І.П.Дрозд

ФОРМУВАННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ ЗА ПЕРОРАЛЬНОГО НАДХОДЖЕННЯ СТРОНЦІЮ ДО ОРГАНІЗМУ ЩУРІВ

Розглянуто проблему формування доз при пероральному надходженні $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ до організму лабораторних щурів. Показано доцільність і правомірність використання для описування кінетики радіонукліду в організмі багатокамерної моделі. Вперше експериментально визначено функції утримання ізотопу у різних органах та тканинах та значення біокінетичних констант для кожного органу. Виконано порівняльні розрахунки доз опромінення органів і тканин у динаміці за багатокамерною та однокамерною моделями. Обговорюються переваги застосування багатокамерної моделі для визначення доз опромінення при внутрішньому надходженні радіонуклідів.

147

Постановка проблеми

Важливою складовою частиною будь-яких радіобіологічних досліджень є коректне визначення доз опромінення біологічних об'єктів. Слід зазначити, що питання дозоутворення при опроміненні тварин, у тому числі у лабораторних умовах, донині остаточно не вирішене через відсутність єдиної методичної бази. Експериментатори змушені оцінювати дози опромінення, використовуючи моделі, описані в окремих наукових публікаціях, або створюючи власні, базуючись на усталених уявленнях про поглинання іонізуючих випромінювань біологічною тканиною, а при проведенні досліджень на системному та організмовому рівнях - також на літературних та власних даних стосовно біокінетики радіоактивних речовин. У роботі [1] на підставі математичного аналізу аргументовано доведено, що:

а) кінетика транспорту будь-якого радіонукліда в організмі тварини може бути досить коректно описана за допомогою системи диференціальних рівнянь першого порядку, тобто із застосуванням відповідної n -камерної моделі, розуміючи під камерами певні органи або системи організму з характерними лише для них особливостями метаболізму того чи іншого радіонукліда;

б) усі розв'язки за цією моделлю однозначно визначаються її транспортною матрицею, вигляд якої, в свою чергу, визначається структурною схемою;

в) для систем, що перебувають у стаціонарному стані, значення внутрішніх стаціонарних фондів і потоків є однозначно визначеними, якщо відома транспортна матриця системи і величини зовнішніх потоків.

Метою дослідження було створення багатокамерної моделі кінетики $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ в організмі лабораторних щурів, експериментальне визначення елементів її транспортної матриці, а також практичне застосування для визначення доз опромінення органів і тканин піддослідних тварин за тривалого надходження радіонукліда до організму.

Фізико-хімічні та радіобіологічні характеристики стронцію

Стронцій (Sr) - це лужний метал II групи Періодичної системи Менделєєва. Його атомний номер 38, середнє масове число 87,62. Відомі 7 стабільних та 19 радіоактивних ізотопів стронцію з масовими числами від 77 до 99. Найцікавішим з точки зору дозоутворення є ізотоп ^{90}Sr , який утворюється при поділі урану. ^{90}Sr є чистим β -випромінювачем з граничною енергією β -частинок 0,546 MeV та періодом напіврозпаду 28,6 років [2]. Дочірній продукт розпаду ^{90}Sr - ^{90}Y , який також є чистим β -випромінювачем і перебуває у врівноваженому стані зі стронцієм. Період напіврозпаду ^{90}Y становить 64,2 години, гранична енергія γ -спектру - 2,274 MeV. За хімічними властивостями стронцій є аналогом кальцію.

Стронцій може надходити до організму через шлунково-кишковий тракт (ШКТ), легені та шкіру [3-5]. Рівні всмоктування стронцію у ШКТ залежать від багатьох факторів

169

і коливаються від 5 до 100%. Важливе значення при цьому відіграють дієта, фізико-хімічні властивості сполуки, що містить стронцій, вік тварини та функціональний стан організму [6]. У новонароджених щурят всмоктування в ШКТ може сягати 100% [7]. Значно більше всмоктування стронцію із кишечника молодих тварин, порівняно зі старими, пов'язане з більшими потребами організму в лужноземельних елементах, необхідних для побудови скелета. Стронцій є остеотропним радіонуклідом. Шлях надходження стронцію до організму суттєво впливає на відкладення у скелеті (табл. 1). За даними авторадіографічних досліджень, стронцій рівномірно розподіляється у мінеральній частині кістки, концентруючись переважно під епіфізарним хрящем, під ендостом, в метафізарній частині та під периостом посередині стовбурної частини кістки, тобто у місцях, де здійснюється активне утворення кістки [8]. Із організму стронцій виводиться з калом та сечею. При пероральному надходженні, більша частина радіонукліда виводиться з калом, а при інгаляційному - з сечею. За результатами експериментальних досліджень встановлено, що існує принаймні два періоди напіввиведення стронцію з організму щурів, причому короткий Т_б (2,5-8,5 діб) характеризує виведення стронцію з м'яких тканин, а довгий (90-1540 діб) - переважно із кісток [9]. При хронічному надходженні до організму відносна частина фракції, що швидко виводиться, зменшується, а та, що відкладається в скелеті - зростає.

Таблиця 1 - Депонування $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ у скелеті при різних шляхах надходження до організму (% введеної кількості)

Шлях надходження ізотопу	Вміст у скелеті
Інтратрахеальний	76
Інгаляційний	32
Внутрішньошлунковий	20-60
Інтраперитонеальний	81
Нашкірний	7

Отже, переглянувши літературу, ми дійшли висновку, що наявні відомості про кінетику стронцію в організмі лабораторних щурів є фактично непридатними для практичного використання через велику варіабельність значень біокінетичних параметрів радіонукліда, які залежать від конкретних умов, тому їх слід конкретизувати при кожному експериментальному дослідженні.

Матеріали та методи досліджень

Загальні умови. Експеримент проводили у два етапи. На першому етапі 18 щурів-самців лінії Вістар зі стабільними біокінетичними параметрами одноразово інтраперитонеально ввели водний розчин $^{90}\text{SrCl}$, активністю 113,9 кБк/тварину. Для визначення вмісту стронцію в органах і тканинах тварин забивали методом швидкої декапітації по три тварини через три години, 1, 3, 7, 16, 30 діб. На другому етапі 48 тваринам щоденно з їжею давали по 4940 Бк водного розчину $^{90}\text{SrCl}$. Тварин забивали методом швидкої декапітації по три тварини через три години, 1, 3, 8, 15, 22, 30, 36, 43, 48 діб. Трьом тваринам, що залишилися, після 48 доби перестали давати радіоактивну їжу для уточнення періоду виведення ізотопу із скелета при тривалому надходженні до організму. Через 11 діб після закінчення надходження стронцію вони були забиті. У терміни 15, 22, 30, 36 та 43 діб додаткове забивали по три тварини, яким за три години до забою додатково давали радіоактивну їжу. Ця процедура робилася для вивчення особливостей кінетики радіонукліда при тривалому надходженні. Вміст стронцію вимірювали за допомогою спеціально

170

відкаліброваного радіометра РКБ4-1еМ з блоком детектування БДЖБ-07 за методом "товстих" проб. Масу органів і тканин та наважок для вимірювання визначали за допомогою електронних аналітичних ваг.

Визначення біокінетичних констант. За результатами вимірювання проб із першого дослідження будували криві, що описують утримання радіонукліда в органах і тканинах піддослідних тварин, аналізували їх, використовуючи пакет прикладних програм OriginPro7, і визначали аналітичні вирази для описання функцій утримання, та біологічні періоди напіввиведення ізотопу з органів. На другому етапі дослідження за результатами вимірювання вмісту радіонукліда у органах і тканинах при його хронічному надходженні до організму, з використанням значення біокінетичних констант, отриманих на першому етапі, за допомогою пакету прикладних програм Maple-6 індивідуалізували усі компоненти транспортної матриці, тобто біокінетичні константи, необхідні для практичного використання багатокамерної моделі з метою визначення доз внутрішнього опромінення.

Визначення доз опромінення із застосуванням багатоканальної моделі. Визначення активностей радіонукліда $q_i(t)$ за рахунок його надходження зі швидкістю $\bar{c}(t)$ починаючи з моменту t_n (за умови, що при $t \leq t_n$ $\bar{c}(t) = 0$), пов'язане з розв'язанням системи диференціальних рівнянь [10]:

$$\frac{d\bar{q}}{dt} = \Lambda \bar{q} + \bar{c}(t), \quad \bar{q}(t_n) = \bar{q}_n, \quad (1)$$

де $\bar{q}_n$ - вектор, компоненти якого дорівнюють початковому вмісту радіонукліда в органах.

Недіагональними елементами матриці системи $\{\Lambda\}_{ij}$ ($i \neq j$) є константи швидкостей переходу радіонукліда $\lambda_{ij} = 0,693/T_{ij}$ із камери j в камеру i , де T_{ij} - період напівпереходу.

Знаходження $\bar{q}(t)$ пов'язане з визначенням власних значень матриці системи, що досягається із застосуванням методів лінійної алгебри.

Сукупність поглинених доз в органах від певного виду іонізуючого випромінювання для n -канальної моделі можна представити, як n -вимірний вектор

$$\bar{D} = kN\epsilon F \int_{t_0}^t \bar{q}(\tau) d\tau, \quad (2)$$

де $(\bar{D})_i \equiv D_i$ - поглинена доза в i -му органі за час $t - t_0$ від початку спостереження t_0 за накопиченням дози, Гр;

$\bar{q}(\tau)_i \equiv q_i(\tau)/m_i$ - питома активність радіонукліда в i -му органі в момент часу, τ ($\tau \in [t_0, \dots, t]$), Бк/кг;

m_i - маса i -го органу, кг;

F - матриця розміром $n \times n$ з елементами $F(j \rightarrow i)$, ($i, j = 1, \dots, n$)

де $F(j \rightarrow i)$ - середня фракція поглиненої енергії в камері-мішені i від випромінювання, що створюється в камері-джерелі j ;

- середня енергія випромінювання даного виду, $\text{MeV}/\text{розпад}$;

N - вихід даного виду випромінювання на один розпад;

$k = 1,6 \cdot 10^{-13} \text{ Дж}/\text{MeV}$.

Якщо кінетика надходження і виведення радіонукліда у кожному окремому органі відома, дози опромінення цього органу можна оцінювати за спрощеною одноканальною моделлю. При цьому доза за час t (добі) при одноразовому надходженні ізотопу визначається як [11]:

$$D^{(1)} = 2 \cdot 10^{-8} C_0 \cdot E_{ef} \cdot T_{ef} / m \cdot [1 - \exp(-0.693 \cdot t/T_{ef})], \quad (3)$$

171

де C_0 - активність, що одноразово надійшла до органу, Бк;

q_0 - активність, яка щоденно надходить до органу, Бк;

E_{ef} - ефективна енергія радіонукліду, $\text{MeV}/\text{розпад}$;

T_{ef} - ефективний період напіврозпаду радіонукліда, дбб;

m - маса органу, кг.

Результати та обговорення

Структурна схема каналної моделі метаболізму стронцію. У роботі [1] для описання кінетики стронцію в організмі щурів нами було запропоновано десятиканальну модель, яка задовільно "працює" при одноразовому надходженні ізотопу до організму. У той же час

результати, отримані за цією моделлю при хронічному надходженні радіонукліда, нас не повністю задовольняли, тому ми додали ще одну камеру і ввели додаткові зв'язки між камерами (рисунок).

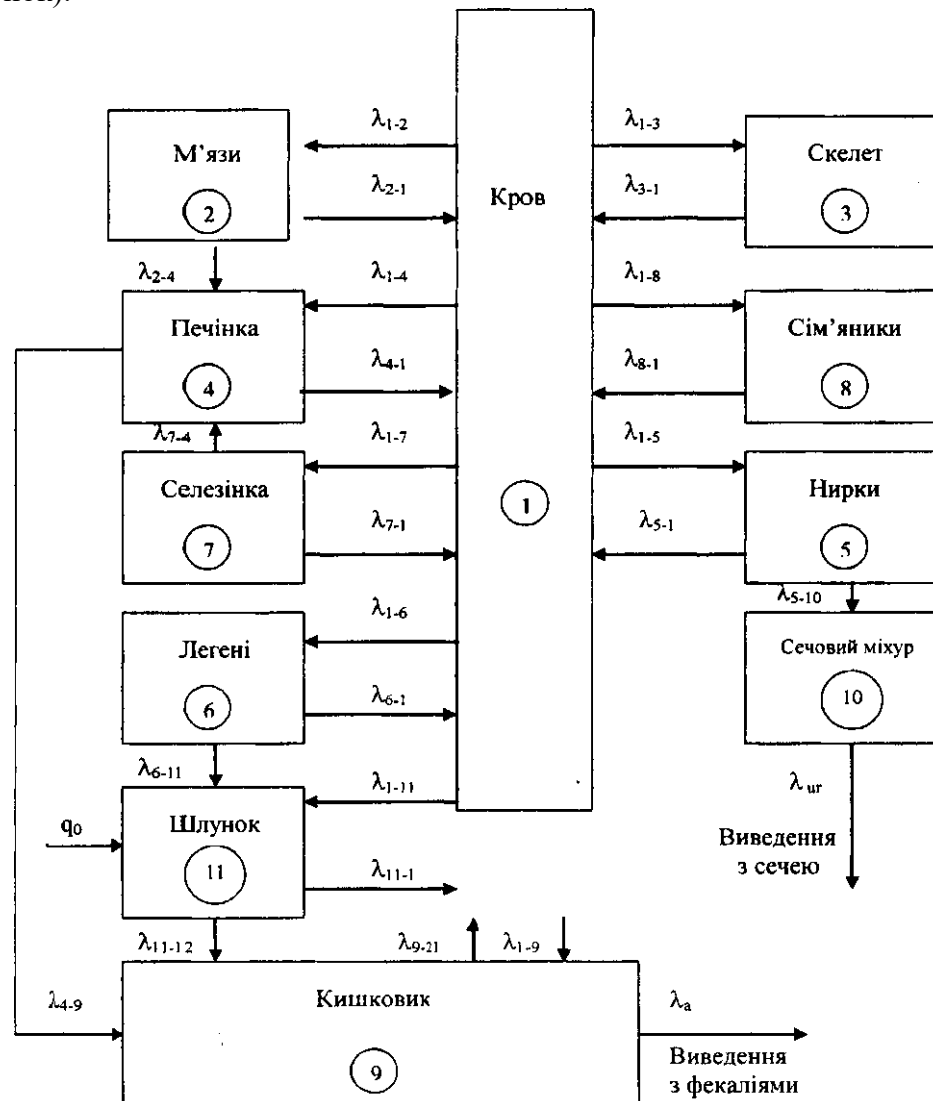


Рисунок - Блок-схема моделі кінетики стронцію в організмі лабораторних щурів

172

Система диференціальних рівнянь (1) для запропонованої моделі матиме вигляд:

$$\begin{aligned}
\frac{dq_1}{dt} &= q_2 \lambda_{2-1} + q_3 \lambda_{3-1} + q_4 \lambda_{4-1} + q_5 \lambda_{5-1} + q_6 \lambda_{6-1} + q_7 \lambda_{7-1} + q_8 \lambda_{8-1} + q_9 \lambda_{9-1} + q_{11} \lambda_{11-1} - \\
&\quad - q_1 (\lambda_{1-2} + \lambda_{1-3} + \lambda_{1-4} + \lambda_{1-5} + \lambda_{1-6} + \lambda_{1-7} + \lambda_{1-8} + \lambda_{1-9} + \lambda_{1-11}); \\
\frac{dq_2}{dt} &= q_1 \lambda_{1-2} - q_2 \lambda_{2-1} - q_2 \lambda_{2-4}; \\
\frac{dq_3}{dt} &= q_1 \lambda_{1-3} - q_3 \lambda_{3-1}; \\
\frac{dq_4}{dt} &= q_1 \lambda_{1-4} + q_2 \lambda_{2-4} + q_7 \lambda_{7-4} - q_4 \lambda_{4-1} - q_4 \lambda_{4-9}; \\
\frac{dq_5}{dt} &= q_1 \lambda_{1-5} - q_5 \lambda_{5-1} - q_5 \lambda_{5-10}; \\
\frac{dq_6}{dt} &= q_1 \lambda_{1-6} - q_6 \lambda_{6-1} - q_6 \lambda_{6-11}; \\
\frac{dq_7}{dt} &= q_1 \lambda_{1-7} - q_7 \lambda_{7-1} - q_7 \lambda_{7-4}; \\
\frac{dq_8}{dt} &= q_1 \lambda_{1-8} - q_8 \lambda_{8-1}; \\
\frac{dq_9}{dt} &= q_1 \lambda_{1-9} + q_4 \lambda_{4-9} + q_{11} \lambda_{11-9} - q_9 \lambda_{9-1} - q_9 \lambda_f; \\
\frac{dq_{10}}{dt} &= q_5 \lambda_{5-10} - q_{10} \lambda_{10}; \\
\frac{dq_{11}}{dt} &= q_0 + q_1 \lambda_{1-11} + q_6 \lambda_{6-11} - q_{11} \lambda_{11-1} - q_{11} \lambda_{11-9},
\end{aligned}
\tag{5}$$

де q_m - активність ізотопу у камері m , Бк;

λ_{m-n} - константа переходу ізотопу із камери m у камеру n ;

q_0 - активність, яка щоденно надходить до організму пероральним шляхом, Бк;

$\lambda_{\text{ур}}$ - константа виведення з сечею;

λ_f - константа виведення з фекаліями.

Експериментальне визначення біокінетичних констант (елементів транспортної матриці). В табл. 2 наведено результати вимірів вмісту стронцію в органах і тканинах тварин, задіяних на першому етапі дослідження (одноразове введення). Функції утримання ізотопу та значення параметрів його виведення відображено у табл. 3.

Таблиця 2- Вміст $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ в органах і тканинах щурів (Бк) при одноразовому інтраперитонеальному введенні 113,9 кБк ізотопу

*Орган, тканина, біологічна субстанція	Час після введення ізотопу, доба					
	0,125	1	3	7	16	30
Кров	1141±170	103±32	35±16	4±3	0	0
М'язи	9520±879	7500±241	5439±320	2582±260	565±89	30±16
Кістки	80306±937	92252±879	90369±794	88171±802	81324±944	74428±711
Печінка	7119±630	7000±596	783±101	307±49	14±7	0
Нирки	1708±120	1237±100	438±75	160±42	7±5	0
Легені	400±27	158±17	77±10	34±8	10±5	5±3
Селезінка	482±24	481±31	79±9	36±5	0	0
Сім'яники	412±40	210±17	50±6	13±5	0	0
Кишковик	7698±1200	3054±570	529±97	179±21	25±14	1±1
Шлунок	951±132	1387±201	84±19	29±12	6±5	0

*Без сечового міхура.

Депо	Функція утримання**	Біологічний період напіввиведення, доба
в'яне русло	$q=q_0 \cdot (0,1 \exp(-0,46321t) + 0,9 \exp(-3,8798t)); t \leq 0$	$T_{61}=1,5; T_{62}=0,179$
ви	$q=q_0 \cdot \exp(-0,1893t); t \leq 0$	$T_6=3,66$
лет	$q=q_0 \cdot \exp(-0,0074t); t \leq 1$	$T_6=93,6$
інка	$q=q_0 \cdot (0,0148 \exp(-0,2855t) + 0,9852 \cdot \exp(-3,1238t)); t \leq 1$	$T_{61}=2,42; T_{62}=0,222$
ки	$q=q_0 \cdot \exp(-0,3449t); t \leq 0$	$T_6=2$
ені	$q=q_0 \cdot (0,198 \exp(-0,127t) + 0,802 \exp(-1,2733t)); t \leq 0$	$T_{61}=5,46; T_{62}=0,544$
езінка	$q=q_0 \cdot (0,048 \exp(-0,1778t) + 0,952 \exp(-1,8705t)); t \leq 1$	$T_{61}=3,9; T_{62}=0,37$
яники	$q=q_0 \cdot (\exp(-0,723t)); t \leq 0$	$T_6=0,958$
ікових	$q=q_0 \cdot (0,107 \exp(-0,221t) + 0,893 \exp(-1,2874t)); t \leq 0$	$T_{61}=3,138; T_{62}=0,538$
унок	$q=q_0 \cdot (0,01 \exp(-0,1734t) + 0,99 \exp(-1,9649t)); t \leq 1$	$T_{61}=4; T_{62}=0,353$

** q_0 - початкова активність, що надійшла у депо.

У результаті розв'язання системи диференціальних рівнянь (5) отримали значення констант переходу $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ між органами та тканинами експериментальних тварин, які є елементами транспортної матриці (табл. 4).

Таблиця 4 - Значення біокінетичних констант за тривалого надходження водорозчинної форми $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ до організму щурів

Біокінетична константа	Орган, тканина чи біологічна субстанція, між якими відбувається обмін	Значення λ_{m-n}
λ_{1-2}	Кров-м'язи	99,0
λ_{1-3}	Кров-кісткова тканина	8,25
λ_{1-4}	Кров-печінка	4,62
λ_{1-5}	Кров-нирки	1,26
λ_{1-6}	Кров-легені	0,533
λ_{1-7}	Кров-селезінка	1,98
λ_{1-8}	Кров-сім'яники	0,2772
λ_{1-9}	Кров-кишковик	86,625
λ_{1-11}	Кров-шлунок	0,1386
λ_{2-1}	М'язи-кров	0,4331
λ_{3-1}	Кісткова тканина - кров	0,0017325
λ_{4-1}	Печінка-кров	0,28636
λ_{5-1}	Нирки-кров	0,3465
λ_{6-1}	Легені-кров	1,2739
λ_{7-1}	Селезінка-кров	13,86
λ_{8-1}	Сім'яники-кров	0,7234
λ_{9-1}	Кишковик-кров	8,6625
λ_{11-1}	Шлунок-кров	0,17325
λ_{2-4}	М'язи-печінка	9,24
λ_{7-4}	Селезінка-печінка	1,873
λ_{4-9}	Печінка-кишковик	173,25
λ_{6-11}	Легені-шлунок	0,12692
λ_{11-9}	Шлунок-кишковик	9,9
λ_f	Виведення з фекаліями	8,6625
λ_{ur}	Виведення з сечею	13,86

174

Нами виявлено суттєві відмінності кінетики стронцію за одноразового та тривалого надходження до організму. Так, період напіввиведення ізотопу з кісткової тканини за тривалого надходження становить 400 діб проти 93,6 при одноразовому надходженні. Період напіввиведення із м'язової тканини, навпаки, зменшується від 3,66 до 1,6 доби. Це стосується також кінетики радіонукліда в селезінці, шлунку та кишковик, швидкість виведення із яких за тривалого надходження суттєво зростає.

Розрахунки доз опромінення. Застосування багатокамерної моделі, що описує кінетику стронцію в організмі щурів, дозволяє визначити дози опромінення окремих органів і тканин (табл. 5). Це, у свою чергу, дозволяє застосувати до лабораторних тварин поняття ефективної дози, що донині було неможливим.

$$D_{ef} = \sum_i D_p^i \cdot w_i, \quad (6)$$

де D_p^i - доза, поглинена у i -му органі;

w_i - тканинний зважувальний фактор для i -го органу.

Таблиця 5 - Динаміка формування поглинених і ефективних доз у щурів за щоденного перорального надходження 4940 Бк стронцію

Орган чи тканина	Доза									
	1 доба		10 діб		30 діб		60 діб		100 діб	
	орган, Гр	Ефективна, $З_{\text{е}}$	орган, Гр	Ефективна, $З_{\text{е}}$	орган, Гр	Ефективна, $З_{\text{в}}$	орган, Гр	Ефективна, $З_{\text{е}}$	орган, Гр	Ефективна, $З_{\text{е}}$
Кісткова тканина	$55 \cdot 10^{-4}$	$6,87 \cdot 10^{-4}$	$28 \cdot 10^{-3}$	$7,33 \cdot 10^{-3}$	$74 \cdot 10^{-2}$	$2,49 \cdot 10^{-2}$	$59 \cdot 10^{-1}$	$5,81 \cdot 10^{-2}$	$6,99 \cdot 10^{-1}$	$1,15 \cdot 10^{-1}$
Червоний кістковий мозок***	$45 \cdot 10^{-5}$		$97 \cdot 10^{-3}$		$24 \cdot 10^{-2}$		$24 \cdot 10^{-1}$		$3,35 \cdot 10^{-1}$	
М'язи	$86 \cdot 10^{-5}$		$86 \cdot 10^{-4}$		$46 \cdot 10^{-3}$		$91 \cdot 10^{-3}$		$4,86 \cdot 10^{-3}$	
Нім'яники	$51 \cdot 10^{-5}$		$5,5 \cdot 10^{-4}$		$53 \cdot 10^{-4}$		$51 \cdot 10^{-3}$		$2,51 \cdot 10^{-3}$	
Печінка	$92 \cdot 10^{-5}$		$92 \cdot 10^{-4}$		$75 \cdot 10^{-4}$		$75 \cdot 10^{-3}$		$2,92 \cdot 10^{-3}$	
Нирки	$28 \cdot 10^{-5}$		$28 \cdot 10^{-4}$		$28 \cdot 10^{-4}$		$57 \cdot 10^{-3}$		$4,28 \cdot 10^{-3}$	
Селезінка	$84 \cdot 10^{-5}$		$84 \cdot 10^{-4}$		$35 \cdot 10^{-3}$		$71 \cdot 10^{-3}$		$7,84 \cdot 10^{-3}$	
Легені	$93 \cdot 10^{-5}$		$93 \cdot 10^{-4}$		$48 \cdot 10^{-3}$		$96 \cdot 10^{-3}$		$4,93 \cdot 10^{-3}$	
Шлунок	$46 \cdot 10^{-3}$		$46 \cdot 10^{-2}$		$34 \cdot 10^{-1}$		$68 \cdot 10^{-1}$		$4,46 \cdot 10^{-1}$	
Кишководик	$56 \cdot 10^{-4}$		$56 \cdot 10^{-3}$		$87 \cdot 10^{-2}$		$74 \cdot 10^{-2}$		$9,56 \cdot 10^{-2}$	
Повий міхур	$91 \cdot 10^{-5}$		$91 \cdot 10^{-4}$		$47 \cdot 10^{-3}$		$95 \cdot 10^{-3}$		$4,91 \cdot 10^{-3}$	

*** Доза, поглинена у червоному кістковому мозку, дорівнює 0,48 дози, поглиненої у кістковій тканині.

При цьому, з врахуванням аналогічності функціонального призначення органів і тканин ссавців, ми вважаємо цілком припустимим використання значень тканинних зважуючих факторів [12], які застосовуються при визначенні ефективних доз у людини, з адаптацією їх до даної дозиметричної моделі (табл. 6). Із табл. 5 видно, що за тривалого перорального надходження стронцію, значного опромінення зазнає шлунково-кишковий тракт, що не враховується при традиційних спрощених оцінках доз. Водночас цей фактор опромінення суттєво впливає на значення ефективної дози.

175

Таблиця 6 - Значення тканинних зважуючих факторів w_i для щурів

Орган чи тканина	w_i
Верхня кістка	0,01
Червоний кістковий мозок	0,12
М'язи	0,20
Селезінка	0,07
Нирки	0,07
Селезінка	0,07
Легені	0,12
Шлунок	0,12
Кишководик	0,12
Повий міхур	0,05
Кісткова тканина	0,05

У **табл. 7** наведено порівняння доз у кістковій тканині, розрахованих за багатокамерною та однокамерною моделями, за тривалого перорального надходження стронцію.

Таблиця 7 - Значення доз у кістковій тканині щурів, розраховані за різними моделями

рахункова модель	Доза (Гр) за надходження стронцію					
	1 доба	5 діб	10 діб	30 діб	60 діб	100 діб
багатокамерна	$1,55 \cdot 10^{-4}$	$2,33 \cdot 10^{-3}$	$8,28 \cdot 10^{-3}$	$6,74 \cdot 10^{-2}$	$2,59 \cdot 10^{-1}$	$6,99 \cdot 10^{-1}$
однокамерна	$7,09 \cdot 10^{-5}$	$1,77 \cdot 10^{-3}$	$7,05 \cdot 10^{-3}$	$6,27 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-1}$	$6,70 \cdot 10^{-1}$

Отже, якщо надходження радіонукліда до організму відбувається досить тривалий час (понад 30 діб), дозу опромінення кісткової тканини можна розраховувати, застосовуючи спрощену однокамерну модель. Похибка при цьому не перевищуватиме 7%. Водночас при зменшенні терміну опромінювання похибка нелінійно зростає і за час надходження ізотопу 24 години сягає 54%. Слід зауважити, що за однокамерною моделлю практично неможливо розрахувати дози опромінення інших органів і тканин, крім червоного кісткового мозку.

Висновки

1. Для коректного опису кінетики стронцію в організмі лабораторних щурів доцільно застосовувати багатокамерну модель.
2. Запропоновано структурну схему одинадцятикамерної моделі метаболізму $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в організмі лабораторних щурів. Описано кінетику радіонукліда в органах і тканинах за допомогою системи диференціальних рівнянь першого порядку.
3. Вперше експериментально визначено функції утримання ізотопу у різних органах; та тканинах та значення біокінетичних констант для кожного органа.
4. Виконано порівняльні розрахунки доз опромінення органів і тканин у динаміці за багатокамерною та однокамерною моделями. Переваги застосування багатокамерної моделі полягають у зменшенні похибки визначення доз та можливості їх розрахунків для кожного окремого органа чи тканини на відміну від існуючих наближених моделей.
5. Застосування багатокамерної моделі вперше у радіобіологічній практиці дозволило визначати ефективні дози опромінення лабораторних тварин, що сприяє збільшенню вірогідності радіобіологічних досліджень.

176

Література

1. Дрозд І.П., Липська А.І., Гриневич Ю.П., Мінчук Г.Я. Дослідження кінетики обміну $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ та формування поглинутих доз при його одноразовому надходженні до організму щурів у модельному експерименті // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень, - №1(9), 2003.- С. 97-105.
2. МКРЗ, Публикация 38. Схемы распада радионуклидов. Энергия и интенсивность излучения. В 2 ч. - М.: Энергоатомиздат, 1987.
3. Ильин Л.А., Норец Т.А., Швыдко Н.С., Иванов Е.В. Радиоактивные вещества и кожа,- М.: Атомиздат, 1972, - С. 129-134.
4. Москалев Ю.И. Радиобиология радионуклидов,- М.: Энергоатомиздат, 1989, - 412 с.
5. Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества / Под ред. ВЛ.Филова и др.,- Ленинград: Химия, 1990.- 464 с.
6. Булдаков Л.А., Москалев Ю.И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru .- М.: Атомиздат, 1968, - С. 44-47, 86-90.
7. Москалев Ю.И. Минеральный обмен, - М.: Медицина, 1985.- 288 с.
8. Hamilton J.G. The metabolism of the fission products and the heaviest, elements // Radiology. - 1987, - Vol. 49, N 3.- P. 325-329.
9. Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ,- М.: Энергоатомиздат, 1990.- 336 с.
10. Дрозд І.П., Липська А.І., Алесіна М.Ю., Кучма М.Д. Експериментальне моделювання хронічного комбінованого (внутрішнього та зовнішнього) опромінення тварин / Вплив радіаційного фактора Чорнобильської зони відчуження на організм тварин. За ред. Серкіза Я.І., Алесіної М.Ю.- К.: Атіка, 2006,- С. 13-26.
11. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности.- М.: Энергоатомиздат, 1987, - 192 с.

12. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. - Київ, 1997,- 121 с.

Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р.Є.Кавецького Національної Академії Наук України, м. Київ;

Інститут проблем національної безпеки при Раді національної безпеки і оборони України, м. Київ

А.И. Липская, И.П. Дрозд. ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ПРИ ПЕРОРАЛЬНОМ ПОСТУПЛЕНИИ СТРОНЦИЯ В ОРГАНИЗМ КРЫС

Рассмотрена проблема формирования доз при пероральном поступлении $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ в организм лабораторных крыс. Обоснована целесообразность и правомерность использования для описания кинетики радионуклида в организме многокамерной модели. Впервые экспериментально определены функции удержания изотопа в различных органах и тканях, а также значения биокинетических констант для каждого органа. Выполнены сравнительные расчеты доз облучения органов и тканей в динамике по многокамерной и однокамерной моделям. Обсуждаются преимущества применения многокамерной модели для определения доз облучения при внутреннем поступлении радионуклидов.

177

A.I. Lypska, I.P. Drozd. THE FORMATION OF ABSORBED DOSES IN THE ORGANISM OF A RAT AFTER THE INTAKE OF STRONTIUM

The possibility of the camera model theory application for the description of metabolic processes in the living organism has been analysed. It has been shown that camera model is stable. It is able to describe uniquely the processes in the living organisms. Model of II camera has been proposed in order to describe $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ exchange in the laboratory rats organism. The functions of isotope retention and kinetic constants which are necessary for the practical application of the camera model theory have been determined for each camera. The doses of exposure of the experimental animals organs and tissues have been calculated.

178

**МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ З ПИТАНЬ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ТА У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ ВІД НАСЛІДКІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ
ДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ - АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ І ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВОГО) ВІДСЕЛЕННЯ**

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК ЗАСНОВАНО У 1994 Р.

ВИПУСК 8

Видруковано у видавництві Агентства

"Чорнобильінтерінформ"

01025, м. Київ, вул. В. Житомирська, 28

тел. (044) 486-84-72, факс 486-85-46

Друкарня Агентства "Чорнобильінтерінформ", м. Київ, вул. Генерала Наумова, 13

Зам. № 8 Наклад 960 прим.

179



