УДК
513+55
28.14.3
5:546.8
6.502.5
39.7

Збірник
дані про
й стан і
и робіт
іквідації
в
льської
фи на
ї Зоні
ння;
ти

ень
рмації
х часток
міграції
слідів у
шньому
ищі під
різних
их
в. Як і в
ніх
х, значну
збірника
ь статті,
ені

ним
ам

ного
ення на

ий світ і
ість.
Для
в, котрі
ть в
екології,
логії,
ії,

ики,
ії та
логії, а
спірантів
та студентів.

The collected papers include data on the present state and trends of works on liqvidation of the after-effects of the Chernobyl catastrophe n the territory of the estranged zone; the results of the latest investigations of transformation of the fuel parts and migration of radionuclides in the environment under the effect of various natural factors. Just as it was in the previous issues the considerable part of the last one belongs to the papers devoted to medical-and-biological problems of the effect of radiation on people, animals and plants.

For scientists working in the field of ecology, radioecology, radiology, nuclear power industry, radiochemistry and radiobiology, as well as for postgraduates and students.

Редакційна колегія
В.І.Холоша (відповідальний редактор), *О.В.Гребенюк* (заст. відповідального редактора), *Е.В.Соботович* (заст. відповідального редактора), *М.І.Проскура* (заст. відповідального редактора), *В.М.Ринденко* (відповідальний за витуск), *А.А.Єфімов* (відповідальний секретар), *В.І.Купний, В.Є.Тепикін, В.І.Берчій, І.Ф.Вовк, О.В.Войцехович, В.Д.Вохмеков, В.А.Гайченко,* В.В.Деревец, С.П.Джепо, Ю.П.Іванов, В.В.Жилінський, С.В.Казаков, В.О.Кашпаров, А.І.Ледєньов, Б.С.Пристер, А.М.Сердюк, В.М.Стародумов, А.К.Сухоручкін, В.В.Токаревський, В.СДавидчук, О.К.Авдєєв, О.Г.Сідлецький, І.П.Лось

Адреса колегії
255620 Чорнобиль, вул. Радянська, 14
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 Адміністрації зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення

© Адміністрація зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, 1998

ISBN 966-00-0457-5

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

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК
ЗАСНОВАНО У 1994 Р.
Випуск 5

ЗМІСТ

Холоша В. І. Огляд сучасного стану робіт по ліквідації наслідків аварії на території Зони відчуження та першочергових заходів щодо вдосконалення управління і оптимізації бюджетного фінансування робіт на за бруднених територіях	3
Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В. Кинетические константы трансформации форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения	18
Кашпаров В. А., Иванов Ю А., Зварич С. И., Процак В. П, Хомутинин Ю. В. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц и выщелачивания из них радионуклидов в почвах Зоны отчуждения	24
Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Процак В. П., Хомутинин Ю. В., Йощенко В. И., Пазухин Э. М. Оценка условий высокотемпературного отжига топливных частиц, выброшенных из чернобыльского реактора во время взрыва	33
Дсмчук В. В., Лутковский В. В., Проскура Н. И. Особенности механизмов миграции радиоактивных загрязнений Чернобыльской авария в почвах Зоны отчуждения ЧАЭС	44
С. Г. Пичурин, Н. Ф Моисеенко, Г. П. Сафро, И. П. Бирисенко, Л. И. Бондаренко, В. А. Кожанов, Н. Л. Гнидак Извлечение долгоживущих радионуклидов из водных сред неорганическими сополимера ми на основе оксидов сурьмы	50

Джепо С. П., Кубко Ю. И., Скалыкий А. С., Осколков Б. Я., Носовский А. В. Прогнозное и эпигнозное моделирование изменения гидрогеологических условий промплощадки ЧАЭС	56
Долін В. В. Основні педохімічні параметри, які визначають надходження радіонуклідів до трофічних ланцюгів в ландшафтах Зони відчуження	66
Долін В. В., Самчук А. І., Бондаренко Г. М. Забруднення рослинності типових екоценозів Народицького району радіонуклідами і токсичними елементами	73
Петров М. Ф., Давидчук В. С., Кучма М. Д. Сукцесійна роль мінералізованих протипожежних смуг у Зоні відчуження Чорнобильської катастрофи	81
Бондаренко О. А. Особенности формирования доз от ТУЭ для жителей ритории Зоны отчуждения	88
Сорочинский Б. В., Михеев А Н., Ручко М. В., Прохневский А. И. Деконтаминация мелких водоемов десятикилометровой зоны ЧАЭС путем ризофильтрации	97
Исаенков В. С., Соколов Н. В., Сорочинский Б. В. Биологические эффекты ионизирующего излучения в малых дозах. Анализ современных подходов и концепций	102
Перехрест В. С. Вынос радионуклидов склоновым стоком и инфильтрационным потоком в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС	115
Ходоровский М. С., Абрамис А. Я, Синицын В. А, Токаревский В. В., Скоробогатько Е. П., Чебуркин А. К, Симоновская И. Я., Кулик Д. А, Проскура Н. И. Макрокомпонентный и радионуклидный состав вод объекта "Укрытие"	120
Савцова З. Д., Купраш Л. П., Бутенко Г. М., Індик В. М., Щербина О. В., Максюк Т. В., Лабунець І. Ф., Воєйкова І. М., Зарицька М. Ю., Серкіз Я. І. Модифікація в експерименті ефектів постійного опромінення радіацією низької інтенсивності за депомогою фізіологічнозбалансованого фітокомплексу	132
Потебня Г. П., Лисовенко Г. С. Оценка состояния сердечно-сосудистой системы у лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, с помощью иридологического и электропунктурного методов	136
Потебня Г. П., Лисовенко Г. С. Иридологическая оценка состояния центральной нервной системы у лиц, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС	145
Кургалюк Н. М., Шостаковська І. В. Вплив екзогенного альфа-кетоглутарату на пострадіаційні зміни сукцинатдегідрогеназної і амінотрансферазної активності тканин травних залоз щурів після рентгенівського опромінення	148
Кургалюк Н. М., Шостаковська І. В., Доліба М. М. Вплив екзогенного альфа-кетоглутарату натрію на резистентність щурів до іонізуючого опромінення	157
Кургалюк Н. М., Шостаковська І. В. Вплив альфа-кетоглутарату, введеного після рентгенівського опромінення щурів в летальній дозі, на дихання і окисне фосфорилування в мітохондріях печінки	160
Мойсеенко М. І., Серкіз Я. І., Дрозд І. П., Ліпська А. І., Індик В. М. Динаміка дозових навантажень на органи і тканини тварин при тривалому надходженні до організму радіонуклідів ^{137}Cs та $^{90}Sr+^{90}Y$	161
Бебешко В. Г., Галкина С. Г., Мостепан А. И. Анализ, оценка деятельности и готовности СМСЧ/МСЧ к оказанию специализированной медицинской помощи при радиационных авариях	173
Костюченко Н. Г., Долин В. В. Инструментальный метод определения удельного содержания ^{90}Sr в почвах	177
Гриценко Т. Г., Декуша Л. В., Гринченко Г. П., Воробьев Л. И., Мазуренко А Г. Микрокалориметр для измерения тепловыделения топливосодержащих масс	184
Геращенко О. А, Декуша Л. В., Грищенко Т. Г., Лукашевич А. А, Василевская В. В. Комплекс теплотермометрической аппаратуры для диагностики разрушенного энергоблока ЧАЭС	187

ОГЛЯД СУЧАСНОГО СТАНУ РОБІТ ПО ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ТА ПЕРШОЧЕРГОВИХ ЗАХОДІВ ЩОДО ВДОСКОНАЛЕННЯ УПРАВЛІННЯ І ОПТИМІЗАЦІЇ БЮДЖЕТНОГО ФІНАНСУВАННЯ РОБІГТ НА ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Представлено коротку характеристику сучасного стану виробничо-господарського комплексу Зони відчуження. Проведено аналіз головних напрямків діяльності по ліквідації наслідків аварії (ЛНА) на Чорнобильській АЕС в Зоні відчуження, їх фінансування у 1996 р. Охарактеризовано наукові дослідження та підприємства, які їх виконують. Зроблено висновки та пропозиції до першочергових заходів щодо вдосконалення управління та оптимізації бюджетного фінансування робіт у Зоні відчуження.

ВСТУП

Сучасний кризовий стан економіки, загострення суспільно-політичної ситуації в державі вимагають перегляду та зменшення бюджетних витрат, досягнення розумного балансу між витратами на ліквідацію наслідків Чорнобильської аварії та екологічною безпекою, в тому числі і оптимізацію витрат на ЛНА на території Зони відчуження та безумовного відселення, вирішення проблем, які виникають внаслідок закриття Чорнобильської АЕС, включаючи працевлаштування персоналу, що звільняється.

Питання вдосконалення управління роботами у Зоні відчуження, оптимізації бюджетних витрат на роботи з ЛНА на забруднених територіях вимагають постійної уваги, розгляду та вирішення.

Згідно з Законом України "Про правовий режим: території, яка зазнала радіаційного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 р. ", є Зоною відчуження (стаття 2) і віднесена до розряду радіаційно небезпечних земель (стаття 3) та передана Адміністрації Зони відчуження рішеннями Київської та Житомирської обласних Рад народних депутатів у постійне користування для реабілітації та здійснення інших заходів щодо ЛНА на Чорнобильській АЕС.

Згідно зі статтею 8 цього Закону на Адміністрацію Зони відчуження покладено: організацію і координацію щодо проведення всіх заходів на цих територіях; вирішення питань їх фінансування; охорони громадського порядку; захисту наукових і економічних інтересів держави, вжиття заходів щодо утворення безпечних умов праці і зменшення рівня опромінення персоналу, що працює на цих територіях. На неї також покладено відповідальність за оперативне, повне і об'єктивне інформування населення щодо екологічного стану в цих зонах. Відповідно до покладених завдань АЗВ забезпечує виконання таких головних функцій:

• захист населення України від радіоактивного опромінення, джерела якого знаходяться в Зоні, та радіаційний захист персоналу, що працює в Зоні;

• переведення техногенних об'єктів, що містять радіоактивні матеріали, в контрольований стан;

• ландшафтовідновлення, спрямоване на обмеження міграції радіонуклідів та зменшення впливу радіоактивного забрудненні на навколишнє природне середовище;

© В. І. Холоша, 1998

• організацію моніторингу навколишнього природного середовища в Зоні;

• проведення наукових досліджень;

• збереження пам'яток історії іа культури;

• підтримання інфраструктури для забезпечення транзитних комунікацій та робіт у Зоні відчуження;

Найважливіші види виробничої діяльності, що забезпечуються АЗВ:

• перетворення об'єкту "Укриття" в екологічно безпечну систему;

• роботи по стабілізації радіоекологічної ситуації на території Зони відчуження;

• роботи з РАВ на території Зони відчуження;

• створення комплексу виробництв з переробки та зберігання РАВ;

• здійснення лісо- та водоохоронних заходів;

• проведення моніторингу навколишнього природного середовища Зони;

• створення та забезпечення функціонування необхідної інфраструктури, що забезпечує роботу транзитних комунікацій та підприємств Зони.

Коротко охарактеризуємо Зону відчуження. Територія Зони відчуження складає 2044 км^2, з них лісо- та сільськогосподарських угідь - 104 тис. га, перелоги, міста, села, дороги та ін. - 100 тис. га, в тому числі річки, водоймища та водоохоронні споруди - 15 тис. га. Довжина периметру Зони, частка якого проходить по кордону з Республікою Білорусь, складає 223,5 км. Там знаходяться 76 населених пунктів, в т. ч. міста Чорнобиль, Прип'ять. З цих населених пунктів 69 знаходяться в межах Київської і 7 - Житомирської областей. По території зони протікають ріки Прип'ять, Уж, Ілля, Сахан, Брагинка, Вересня та ін. При ліквідації аварії створено 13 пунктів тимчасового зберігання та захоронения РАВ загальним обсягом біля 100 млн. м^3, активність яких складає 420 000 Кі (без об'єкту "Укриття").

На території Зони відчуження нині функціонує біля 30 підприємств, управлінь і інших організацій різних міністерств і відомств, які проводять виробничу, наукову та допоміжну діяльність, що забезпечує життєдіяльність підприємств основної сфери та транзитних комунікацій.

У виробничо-господарський комплекс Зони входять (схема):

1) Чорнобильська АЕС з працюючим енергоблоком 3, зупиненими енергоблоками 1 і 2 та об'єктом "Укриття";

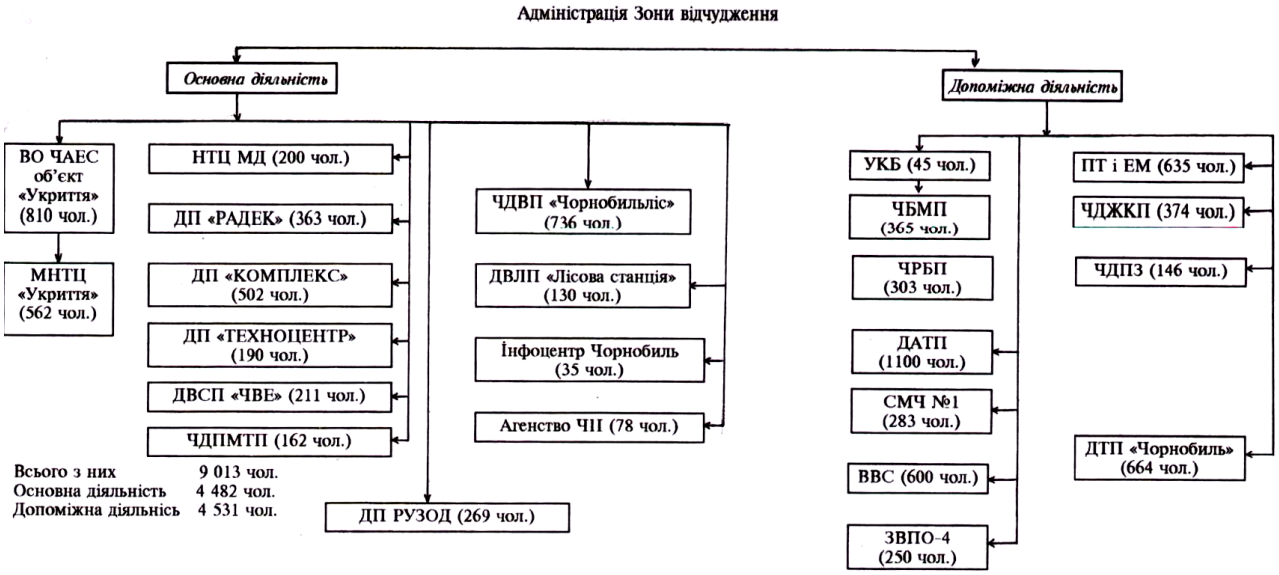
2) підприємства, діяльність яких спрямована на мінімізацію наслідків аварії на ЧАЕС: МНТЦ "Укриття", ДСВКЛП "Чорнобильліс", ДСВП "Чорнобильводексплуатація", ДСЛП "Лісова станція", ДП "Комплекс", ДП "Радек", ЧоНТЦМД, ДП "Техноцентр", Агентство "Чорнобильінтерінформ", "Інфоцентр Чорнобиль" та ін.;

3) будівельні організації (УБ ЧАЕС, Чорнобильське будівельно-монтажне підприємство, спеціальні дільниці інших будівельних підприємств);

4) підприємства, що працюють для підтримання інфраструктури Зони здійснення послуг (Чорнобильська дільниця районних електромереж, медична частина, пожежні частини УПО УВС Київської області, державні підприємства житлово-комунального господарства, теплових та електромереж, ремонтно-будівельне, автотранспортне, зв'язку, матеріального постачання, громадського харчування та торгівлі);

5) організації і заклади, що виконують функції державного та загального функціонального управління та нагляду (Адміністрація Зони відчуження, Прип'ятська спеціальна прокуратура, відділ внутрішніх справ Зони відчуження, регіональне управління забезпечення основної діяльності).

4



Організаційна структура управління виробничо-господарським комплексом Зони відчуження:

ВО ЧАЕС – Виробниче об’єднання «Чорнобильська АЕС»; МНТЦ «Укриття» - Міжгалузевий науково-технічний центр «Укриття»; ДСП «Техноцентр» - Державне спеціалізоване підприємство-центр переробки та захоронення техногенних відходів «Техноцентр»; ДП РАДЕК – ДП регіонального моніторингу навколишнього середовища та дозиметричного контролю; ДСП «КОМПЛЕКС» - ДП по поводженню з радіоактивними відходами та дезактивації «КОМПЛЕКС»; ЧДРБП – Чорнобильське державне ремонтно-будівельне підприємство; НТЦМД - Державний чорнобильський НТЦ міжнародних досліджень; ДТП «Чорнобиль» - державне торгівельне підприємство «Чорнобиль»; ДПТ і ЕМ " Державне підприємство теплових та електричних мереж; ЧДЖКП - Чорнобильське державне житлово-комунальне підприємство; ДП РУЗОД Регіональне управління забезпечення організаційно-технічної розпорядчої діяльності; ДП «Агенство ЧП» - ДП «Агентство інформації, міжнародного співробітництва та розвитку (Чорнобильінтерінформ); ДСП ЧВЕ – Державне спеціалізоване виробниче комплексне водоохоронне **підприємство «Чорнобильводексплуатація»; ДАТП – Державне автотранспортне підприємство; ЧДПМТП** - Державне підприємство матеріально-технічного постачання; ЧДПЗ - Чорнобильське державне підприємство зв'язку

Структура підприємств зазнала в 1995-1996 рр. значних змін, пов'язаних насамперед з ліквідацією НВО "Прип'ять" з причин невідповідності об'єднання Закону України "Про підприємства". Мінчорнобиль та АЗВ пішли шляхом реструктуризації та оформлення юридичних осіб на базі існуючих підприємств та виробничо-господарських відносин, що склалися.

Система самостійних підприємств, з одного боку, спростила кількість ланок управління, сприяла підвищенню їх самостійності у вирішенні господарських проблем та забезпечила необхідну виробничо-господарську діяльність.

Але, на жаль, існуючу в останні роки тенденцію зростання потреб у фінансуванні при зменшенні фізичних обсягів щодо основної діяльності з ЛНА не змінила.

Це вимагає подальшого стриктурного вдосконалення та зосередження прямого бюджетного фінансування на пріоритетних, визначаючих основну діяльність та кінцеві результати, напрямках робіт.

Коротко зупинимось на загальній схемі організації робіт у Зоні відчуження.

Після затвердження індикативних показників фінансування по розділу "Комплекс робіт у Зоні відчуження" провадиться розробка річних програм робіт підприємств, готується зведена програма робіт, які розглядаються на науково-технічних радах, спеціально організованих нарадах, експертних радах, засіданнях колегії, відповідно доопрацьовуються і подаються на затвердження керівництву міністерства. Всі програми супроводжуються необхідною кошторисною документацією, розрахунками (трудовитрат, матеріалів та ін.). Результати робіт фіксуються актами, які розглядаються щомісячно, щоквартально на балансових комісіях. Річні результати розглядаються на засіданнях міжвідомчих науково-технічних рад, експертних рад та колегій.

Регулярно діяльність АЗВ та підприємств Зони перевіряються органами - статистики, податковими та інспектуючими службами.

Коротко охарактеризуємо виробничо-господарську діяльність по напрямках (табл. 1).

Таблиця 1. Виконанні обсягу робіт основного виробництва у 1996 р.

№ п/п	Виконані роботи	Одиниця виміру	Обсяг
1	Радіоекологічний моніторинг	шт.	3892
2	Захоронення РАВ на ПЗРО	тис. $м^3$	21,4
3	Відкачка РАВ з машинного залу об'єкта "Укриття"	тис. $м^3$	4000
4	Дезактивація: території;	га	12,1
	матеріалів та обладнання	т	371,2
5	Ліквідація звалищ	тис. $м^3$	17,4 7
6	Експлуатація водоохоронних споруд (дамби)	шт.	30
7	Догляд за мінералізованими смугами	км	3545
8	Лісопатологічні обстеження лісу	тис. га	105,1
9	Очищення лісу від захащеності	га	120
10	Санітарні рубки на згарниках	га	1031,6
11	Збір та зберігання РАВ на згарниках	тис. $м^3$	13,7
12	Залісіння територій	га	500,6
13	Догляд за лісовими культурами	га	3500

МОНІТОРИНГ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА
ТА ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

У Зоні відчуження здійснюється постійний дозиметричний контроль і радіоекологічний моніторинг, обсяги якого плануються на підставі Концепції Чорнобильської Зони відчуження, чинного законодавства та діючих нормативно-технічних документів. Об'єктами моніторингу є радіаційний стан основних компонентів природного і техногенно зміненого середовища у Зоні відчуження (ґрунти, повітря, поверхневі і підземні води, донні відкладення, питні та стічні води).

Регламент моніторингу мінімізовано у відповідності із реальними обсягами його фінансування, експлуатується автоматизована система контролю радіаційного стану (АСКРС).

Виконання запланованого регламенту моніторингу, крім експлуатації постійно діючих систем, щорічно потребує відбору та аналізу 3849 проб, виконання близько 6500 замірів. Результати моніторингу використовуються для прийняття управлінських рішень, спрямованих на здійснення (або припинення) попереджувальних заходів, таких як зміна режимів роботи водоохоронних споруд, відмова від проведення криголамних робіт для попередження заторно-зажорних явищ на річці Прип'ять тощо.

Впроваджується дозиметричний контроль робіт, що виконуються в радіаційно-небезпечних умовах, радіаційний контроль місць проживання персоналу, індивідуальний дозиметричний контроль. Здійснюється позавідомчий регістр доз опромінення та робота по відношенню лозових навантажень.

Можливі такі напрямки зменшення витрат у цій сфері:

• вдосконалення організації моніторингу, здешевлення його шляхом запровадження більш економних методик;

• перегляд та науково-економічне обґрунтування обсягів моніторингу, які відповідали б реальним можливостям всіх напрямків основної діяльності фінансування робіт на території Зони відчуження.

ПОВОДЖЕННЯ З РАВ

На території Зони відчуження здійснюється комплекс робіт і заходів по ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС та попередженні виносу радіонуклідів за межі Зони відчуження.

За 1996 р. поховано 21,4 тис. $м^3$ твердих РАВ.

Всього з 1987 р. поховано РАВ обсягом 501,14 тис. $м^3$, а також 3100 т біологічних РАВ. Продовжуються роботи по ліквідації несанкціонованих звалищ.

В необхідних обсягах виконуються також роботи по дезактивації і локалізації РАВ.

Одним з завдань "Державної програми поводження з радіоактивними відходами" є створення Центру переробки та захоронення радіоактивних відходів у Зоні відчуження. З цією метою в лютому 1996 р. створено Державне спеціалізоване підприємство "Техноцентр" - замовник будівництва першої черги комплексу "Вектор". Сьогодні завершено експертизу проекту, оформлено документи та одержано ліцензію на будівництво. Зараз є всі можливості розпочати будівництво першої черги комплексу "Вектор", що дозволить практично вирішувати проблему захоронення РАВ на рівні міжнародних стандартів.

7

Завершено випробування першого українського контейнеру, ліцензованого для захоронення РАВ.

Можливі заходи щодо підвищення ефективності комплексу дезактиваційних робіт та поводженню з РАВ:

• визначення оптимальних, відповідних реальним можливостям фінансування обсягів робіт;

• призупинення дезактиваційних робіт, що ведуться за замовленнями інших підприємств або для реалізації дезактивованого обладнання за межі Зони, у випадках, коли ці роботи є збитковими;

• надання платних послуг стороннім організаціям, включаючи експертно-консультаційні послуги в галузі поводження з РАВ, дезактиваційні роботи та інше за межами Зони відчуження.

ВОДООХОРОННІ ЗАХОДИ

З метою попередження виносу радіонуклідів в Прип'яті та водосховищ Дніпровського каскаду в Зоні відчуження здійснюється експлуатація водоохоронних споруд та систем, технічне обслуговування свердловин, об'єктів моніторингу, а також реалізуються інші водоохоронні заходи. Необхідно відзначити, що значна частика водоохоронних споруд знаходиться в стані "резерву" і потребує відновлення або прийняття рішення про припинення подальшої експлуатації.

Фінансування водоохоронних заходів має затратний характер, показники фізичних обсягів робіт ($м^3$, машино-години, чоловіко-години) не відображають загальних результатів водоохоронної діяльності і потребують зміни.

Основним напрямком оптимізації витрат є наукове та техніко - економічне обґрунтування доцільності і обсягів конкретних водоохоронних заходів, їх ув'язка з можливостями загального фінансування робіт на території Зони. Також існує необхідність виділення "критичного" обсягу водоохоронних заходів, що потребують реалізації за будь-якого фінансування. Останнє повинно бути враховано в ТЕО "Першочергові водоохоронні заходи в 10-км зоні".

СПЕЦІАЛІЗОВАНІ ЛІСОГОСПОДАРСЬКІ ТА ПРОТИПОЖЕЖНІ ЗАХОДИ

Пожежонебезпечний, санітарний та радіоекологічний стан лісових насаджень на території Зони відчуження залишається складним і вимагає виконання комплексу лісогосподарських робіт.

Обсяги робіт складають: створення та підтримання протипожежних мінералізованих смуг (3545 км), влаштування протипожежних розривів (3 км), розчищення просік і лісу від захаращення (120 км), суцільні санітарні рубки згарників (1031,6 га), насадження лісу 500,6 га.

Питання розвитку часткової дохідності та самофінансування лісогосподарської діяльності необхідно розглянути загалом з іншими питаннями підвищення економічної ефективності робіт з ЛНА на території Зони відчуження.

ТЕХНІЧНЕ ОБСЛУГОВУВАННЯ ОБ'ЄКТУ "УКРИТТЯ"

Сучасний стан об'єкту "Укриття" є наслідком комплексу процесів, що мали місце під час аварії четвертого енергоблоку реактора; робіт, виконаних під час ліквідації активної фази

аварії; укріплення будівельних конструкцій і дезактивації; поточної експлуатації і дії природних чинників.

8

У 1996 р. у повному обсязі виконані роботи по технічному обслуговуванню, ремонту обладнання і систем об'єкту "Укриття", обстеженню будівельних конструкцій, відбору проб води і повітря, контролю потоків, температури та вологості повітря.

Відкачано близько 4000 $м^3$ води з машинного залу, закінчено роботи по його освітленню для забезпечення відкачки трапної води, РРАВ. Здійснено часткове очищення РРАВ від мастил і введено в експлуатацію систему відкачки низькоактивних РРАВ.

Виконано роботи за транспортною схемою (зібрано дві галереї) та підготовлено до ремонту вентиляційну трубу-2: дезактивація і робочий проект.

У 1996 р. розроблено "Стратегію стабілізації стану об'єкта "Укриття".

Крім того, виконувались такі роботи:

• розробка та виготовлення автоматизованої системи радіаційного контролю;

• розробка техпропозицій щодо засобів контролю за станом будівельних конструкцій;

• розробка системи обробки і аналізу контрольованих параметрів;

• дослідження експлуатації та розвитку системи індикації стану будівельних конструкцій.

Існують проблеми, пов'язані з тим, що ОУ не є самостійним об'єктом господарювання і ВО "Чорнобильська АЕС" має можливість опосередковано більш пріоритетно фінансувати частину своїх експлуатаційних витрат та соціальних проблем за рахунок Чорнобильського фонду, шляхом встановлення підвищених тарифів, утримання персоналу тощо. Одним з можливих напрямків оптимізації витрат на утримання об'єкту "Укриття" є створення організаційних умов, які включають в себе можливість їх використання на потреби, що не пов'язані з роботами з ЛНА на території Зони відчуження, наприклад введення госпрозрахункових відносин на об'єкті.

Потребує уваги вирішення проблеми майбутнього фінансування робіт по перетворенню об'єкту "Укриття" в екологічно безпечну систему, залучення до її вирішення міжнародної допомоги.

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ СУПРОВІД РОБІТ

На території Зони відчуження наукові дослідження здійснюються, виходячи із Концепції Чорнобильської Зони відчуження на території України та Концепції Національної програми по ліквідації наслідків аварії, затвердженою Верховною Радою України.

Наукові дослідження у Зоні відчужений у відповідності з затвердженими на колегіях міністерства програмами виконують або виступають замовниками Чорнобильський науковий центр міжнародних досліджень, МНТЦ "Укриття", об'єкт "Укриття", ДП "Чорнобильліс", ДП "Техноцентр", СМСЧ № 16.

МНТЦ "Укриття" провадить:

• дослідження і прогнозування стану ОУ;

• розробку та реалізацію заходів щодо підвищення рівня: безпеки ОУ;

• науковий супровід робіт на ОУ;

• розробку технологій і технічних заходів для робіт на ОУ та поводження з РАВ.

Програма НДДКР ОУ виконувалась у відповідності із "Основними напрямками діяльності по забезпеченню безпеки з ОУ на 1995-2000 рр.".

9

Завершено розробку "Звіту по безпеці ОУ", продовжуються роботи по уточненню кількості ПВМ, розробці системи аварійного введення нейтронопоглинаючих речовин у скупчення ПВМ та устаткування для установок очищення РРАБ, розроблюються заходи щодо стабілізації об'єкту, модернізується система сейсмоакустичного контролю, проводиться науково-технічна експертиза і розробка документації щодо технічного обслуговування будівельних конструкцій.

Чорнобильський науковий центр міжнародних досліджень (ЧНЦМД). За 7 років ЧНЦМД разом з академічними і галузевими науковими установами вивчено первинний

розподіл і перерозподіл радіонуклідів, а також їх трансформація під впливом чисельних природних чинників.

Накопичено унікальний фактичний матеріал щодо розповсюдження радіонуклідів в ***навколишньому*** середовищі. Розроблено моделі їх поведінки. На цій основі вперше розроблено і впроваджено в практику структурно-генетичний метод побудови карт, що відображають не тільки щільність, а й сучасну просторову структуру поля радіоактивного забруднення.

У цей час достовірно зафіксовано стабілізацію радіоекологічної ситуації в навколишньому середовищі, що дозволяє перейти до розробки практичних рекомендацій щодо реабілітації територій Зони відчуження.

Прогнозні моделі показують, що в найближчі 10-15 років основний запас радіоцезію і радіостронцію буде знаходитись в лісовій підстилці і верхніх (0-5 см) шарах ґрунту. У разі порушення лісового середовища (пожежа, підтоплення, загибель деревостою) швидкість міграційних процесі зростає в декілька разів.

Виконані фундаментальні і прикладні наукові дослідження передано для практичного використання у вигляді рекомендацій, карт і технологічних розробок для впровадження в практику ("Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду", "Рекомендации по применению естественного иммуномодулирующего препарата КАФИ", "Атлас Чернобыльской Зоны отчуждения").

Створено і передано підприємствам Мінчорнобиля банк радіоекологічної інформації.

ДП "Чорнобильліс". НДР виконувались у двох напрямках: радіоекологія лісу та розробка спеціальної техніки для робіт у радіаційно-забрудненому лісі.

Щодо лісогосподарської тематики розроблено "Рекомендації по системі еколого-лісогосподарського нагляду в лісах Зони відчуження", конструкторська документація на переносну і стаціонарну установки для неруйнуючого контролю радіаційно-забрудненої деревини. Виготовлено та передано в експлуатацію зразки малогабаритної лісової техніки.

СМСЧ № 16. Вивчаються умови проживання "самоселів" та розробляються заходи щодо їх покращення.

Створюється автоматизована система та база даних щодо захворюваності та смертності працюючих у Зоні відчуження.

За цими розробками готуються методичні рекомендації, які будуть впроваджено в практичну діяльність СМСЧ.

"Інфоцентр Чорнобиль". Державний регіональний центр науково-технічної інформації "Інфоцентр Чорнобиль" створено наприкінці 1995 р. Центр вирішує питання з надання нормативно-технічної, правової, латентної та інших видів інформації для підприємств та організацій, що залучені для ЛНА на ЧАЕС. Інфоцентр розгорнув вузол Internet, що обслуговує всю Зону відчуження та м. Славутич. Центр має другу в Україні

базу даних світової патентної інформації; підтримує більшість геоінформаційних систем у Зоні відчуження.

Стан наукових досліджень та результати їх практичного запровадження свідчать про наявні можливості вдосконалення, необхідність пошуку шляхів та механізмів підвищення ефективності ті орієнтації їх на практичні результат.

Основними напрямками оптимізації витрат на науково-дослідну діяльність є:

• направлення коштів тільки на пріоритетну тематику, оптимізація пропорцій між окремими напрямками науково-дослідних робіт, виходячи з реальної економічної ситуації, та ув'язка таких обсягів з можливостями загального фінансування робіт з ЛНА;

• перехід до конкурсного відбору виконавців НДР;

• скорочення персоналу наукових установ у Зоні, перехід до експедиційного режиму роботи частини підрозділів МНТЦ "Укриття".

ПОЖЕЖНА БЕЗПЕКА

Після 1992 р. коли пожежами було знищено 606 будівель, у тому числі 22 жилих будинків, вигоріло та загинуло 14000 га лісу і 6300 га трав'яного настилу, було прийнято

рішення про створення підприємства "Чорнобильліс", яке мало захистити природу Зони відчуження. Завдяки догляду за лісами, влаштуванню просік, протипожежних розривів, мінералізованих смуг, оборюванню населених пунктів, авіапатрулюванню Зони відчуження з метою раннього виявлення загорання та іншим профілактичним заходам, кількість пожеж значно зменшилась.

З метою забезпечення робіт щодо попередження га гасіння пожеж продовжується оснащення підприємства "Чорнобильліс" і ОЗПО-4 необхідною технікою. На 1997 р. планується виготовлення га впровадження системи пеленгацій пожеж, яка дозволить більш оперативно виявляти пожежі в Зоні відчуження та скоротити витрата на авіапатру- лювання.

ОХОРОНА ЗДОРОВ'Я

Відповідно до Концепції Чорнобильської Зони відчуження на території України здійснюється моніторинг за станом здоров'я персоналу та "самоселів" і санітарно-гігієнічним станом інфраструктури. В останні роки намітилась тенденція щодо зниження захворюваності працюючих в Зоні відчуження. Значно скоротилося в порівнянні з попередніми роками кількість осіб з первинним виходом на інвалідність.

ОХОРОНА ПРАЦІ

У відповідності з Законом України "Про охорону праці" на підприємствах Зони відчуження здійснюються необхідні заходи щодо атестації робочих місць, поліпшення умов праці та підвищення кваліфікації персоналу, забезпечення працюючих необхідними засобами індивідуального захисту, лікувально-профілактичним харчуванням та ін. Враховуючи специфіку робіт в Зоні відчуження і недосконаліть діючих нормативних документів з охорони праці, у 1996 р. почата робота по розробці Галузевих правил роботи з персоналом.

УТРИМАННЯ ІНФРАСТРУКТУРИ

Існуюча інфраструктура забезпечує працездатність транзитних інженерних комунікацій (електропостачання, зв'язку, сполучень) та основну діяльність підприємств та організацій, що функціонують у Зоні відчуження.

Основні напрями робіт:

• експлуатації гуртожитків, готелів;

• забезпечення енергоносіями, водопостачання та очистка стоків;

• централізоване транспортне обслуговування та перевезення РАВ до місць захоронення;

• забезпечення лікувально-профілактичного харчування персоналу;

• ремонтно-будівельні роботи, ремонт та експлуатація шляхів;

• централізоване матеріально-технічне забезпечення.

За умов, що складаються, підприємства по утриманню інфраструктури забезпечували поточні потреби основної діяльності, працювали відносно стабільно, незважаючи на окремі перебої у фінансуванні. Водночас аналіз свідчить про витратний механізм інфраструктури, невідповідність її структури та умов фінансування вимогам ринкової економіки.

Питома вага витрат на утримання інфраструктури в загальних витратах на ЛНА в 1995 р. склала близько 30 %, а станом на грудень 1996 р. зросла до 45,5 %, в той же час питома вага витрат на основну діяльність за цей період знизилася з 55 до 45 %.

Разом з тим аналіз негативних тенденцій співвідношення витрат у Зоні відчуження на виробничу сферу і утримання інфраструктури показує, що на збільшення витрат по утриманню інфраструктури впливає таке:

• десять років практично не відбувалось інвестування у відновлення основних капіталоємких фондів, і зараз це з кожним роком відволікає значні кошти; це відображено і у відповідному аналізі і у пропозиціях фахівців Інституту економіки при Мінекономіки України;

• кілька років після аварії значні матеріальні ресурси залучались практично безкоштовно зі складів ВО "Комбінат", НВО "Прип'яті" або використовувалось

дезактивоване обладнання, що було залишене в Зоні. Зараз ці ресурси потрібно регулярно поповнювати;

• необхідно підтримувати комунікації транзитного та загальногосподарського значення - шляхи, електричні та теплові мережі, зв'язок, залізничне сполучення та ін. Ці витрати аналогічні таким же витратам місцевих адміністрацій.

І все ж вдосконалення структури та оптимізація фінансування підприємств, що забезпечують основну діяльність і утримання інфраструктури, необхідно розглядати як один із основних резервів скорочення бюджетних витрат.

Обставини, що складаються, потребують участі міністерства в вирішенні питань працевлаштування персоналу, що звільняється внаслідок закриття Чорнобильської АЕС.

На наш погляд, потребує аналізу проблема працевлаштування мешканців м. Славутич, що працюють зараз на ЧАЕС. Так, наприклад, є резерви в м. Славутичі, де чомусь зайнято на роботі багато людей, що проживають в м. Чернігові і в селах району; не зроблено соціального дослідження, чи погодяться працювати на підприємствах Зони відчуження теперішні співробітники ЧАЕС при значно меншому рівні оплати праці та зміні її умов. Одне з принципових питань: на якій підставі необхідно звільняти, наприклад, жителя м. Іванкова і зараховувати на роботу жителя м. Славутича, коли вони мають одні і ті самі пільги по працевлаштуванню.

Слід відзначити, що незважаючи на те, що на підприємствах Зони відчуження є близько 200 вакансій, а перший енергоблок ЧАЕС зупинено з 30 листопада 1996 р., на ці вакансії не поступило ні однієї заяви від працівників ЧАЕС.

12

Існує проблема в реалізації комплексу інших заходів.

В першу чергу необхідно детально проробити можливість та умови подальшого поетапного переходу на безвахтовий метод роботи працюючих в Зоні відчуження на підприємствах, підпорядкованих міністерству.

З цією метою необхідно розробити конкретну детальну програму такого переходу, виходячи із:

• чинного законодавства про працю;

• конкретних умов, існуючих в підприємствах, підрозділах, на робочих місцях;

• фактичних потреб в поетапному отриманні вакансій для працівників Чорнобильської АЕС;

• економічної доцільності переходу для кожного конкретного випадку, виходячи з фінансових можливостей та очікуваних ефектів;

• необхідності соціального захисту персоналу підприємств при звільненні.

Слід провести аналіз та розгляд можливості здійснення поетапної передислокації за межі Зони відчуження структурних підрозділів, управлінських ланок та окремих підприємств, діяльність яких безпосередньо не пов'язана з роботою з джерелами іонізуючого випромінювання.

Проблеми, що виникають внаслідок закриття Чорнобильської АЕС, вимагають і вирішення питань залучення інвестицій, включаючи іноземні, у подальший розвиток територій і ведення виробничо-господарської діяльності по ЛНА зі збереженням мінімальної інфраструктури при існуючій тенденції до скорочення бюджетних видатків.

Загалом ця проблема потребує поетапного вирішення, першим кроком якого повинна стати розробка програми залучення: інвестицій у Зону відчуження для поповнення необхідних коштів і часткового заміщення бюджетного фінансування.

КАПІТАЛЬНЕ БУДІВНИЦТВО

Чорнобильська будівельна програма у Зоні відчуження є складовою частиною робіт, спрямованих на мінімізацію наслідків Чорнобильської катастрофи. Основні напрямки цієї програми:

• стабілізація об'єкту "Укриття";

• водоохоронні заходи щодо попередження винесення радіонуклідів за межі зони;

• протипожежні заходи в лісах;

• заходи щодо походження з РАВ;

• підтримання інфраструктури м. Чорнобиля.

Замовниками виступали НВО "Прип'ять", ВО ЧАЕС, ДСП "Чорнобильліс".

Реалізація будівельної програми велась силами генеральних підрядників Чорнобильського будівельно-монтажного підприємства Мінчорнобиля України, Управління будівництва ЧАЕС та КСМП "Укренергобуд" Держкоматому України, Спеціалізованого пересувного монтажного комплексу Фонду держмайна України, АТ "Гідромеханізація", АТ "5-й загін підводних гідротехнічних робіт" Укррічфлоту України, а також силами кількох субпідрядних спеціалізованих будівельних та монтажних організацій різного підпорядкування.

13

На 1996 р. план капітальною будівництва по Зоні відчуження становив 24581,00 тис. грн., в тому числі обсяг БМР у договірних цінах - 15094,00 тис. грн.

План капітального будівництва за 1996 р. в цілому по Зоні відчуження виконано на 100,5 %, профінансовано 92,1 %.

Щодо виконання плану капітального будівництва замовниками слід зазначити, що з 9 пускових об'єктів УКБ введено в експлуатацію шість (режимна мережа моніторингу, ПУСО Паришів І-п. к., реконструкція інженерних мереж у м. Чорнобилі, технічне переоснащення нафтобази І-п. к., реконструкція залізничної колії Вільча-Янів І-п. к., реконструкція котельні під газ в с. Термахівка). Для двох (запобігання розмиву правого берега р. Прип'ять та збільшення пропускної здатності р. Прип'ять) забезпечено часткове введення потужностей.

Підприємством "Чорнобильліс" не поданий для держприйомки ні один з запланованих до введення в дію комплексів.

Щодо об'єкта "Укриття", то у 1996 р. введених в експлуатацію об'єктів не планувалось. Актами робочих комісій прийнято окремі роботи. Виконано 4-й етап герметизації покрівлі четвертого енергоблоку - 1700 $м^2$. Закінчено роботи по енергопостачальним мережам 6 і 0,4 кВ.

На проммайданчику виконувались дезактиваційні і демонтажні роботи.

З метою удосконалення організації капітального будівництва та посилення контролю за цільовим використанням коштів у Зоні відчуження у 1996 р. створено Управління капітального будівництва - єдиний замовник, який нестиме відповідальність за капітальне будівництво по Зоні в цілому. На даний час прийнято рішення і завершується робота по передачі УКБ функцій замовника щодо будівництва об'єктів підприємства "Чорнобильліс".

ФІНАНСУВАННЯ ЗАХОДІВ З ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ У 1996 Р.

Державним бюджетом України на господарський 1996 рік були передбачені обсяги фінансування заходів у Зоні відчуження в обсязі 95 268 тис. грн. та капітальні вкладення 24 581 тис. гри.

Усього станом на 01.01.1997 р. міністерством фактично здійснено фінансування в обсязі 119,45 млн. грн. На виробничу діяльність направлено 86,72 млн. грн., 22 780 млн. грн. профінансовано заходи з капітального будівництва, 8 543 млн. грн. направлено на наукову діяльність.

Із зазначених загальних обсягів фінансування на заходи щодо перетворення об'єкта "Укриття" в екологічно безпечну систему направлено 24,3 % всіх коштів, на виробничо-господарську діяльність - 19,8 %, на науково-технічну діяльність - 72,2 % та на капітальне будівництво - 18,8 %.

Аналіз показує, що були допущені диспропорції у фінансуванні окремих напрямків основної діяльності. Є тенденції в зростанні витрат на інфраструктуру, помічено ряд недоліків в плануванні розподілення коштів за напрямками робіт. При забезпеченні 100 %-ного фінансування до плану, за основною діяльністю, рядом підприємств допущено заборгованість, в тому числі і по заробітній платі.

Це свідчить про:

а) недостатньо кваліфіковане планування;

б) порушення бюджетної дисципліни керівництвом;

в) відсутність дієвого контролю за виробничо-фінансовою діяльністю з боку АЗВ.

У зв'язку з тим що у 1966 р. проводилась реструктуризація НВО "Прип'ять" та з метою практичної допомоги "молодим" директорам було заплановано ряд перевірок ревізійної групи міністерства. За 1996 р. було проведено чотири комплексні ревізії підприємств та перевірку збереження майна на всіх підприємствах Зони (24 підприємства).

ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ

Підсумовуючи та узагальнюючи викладене необхідно зазначити таке:

На результативність робіт в Зоні відчуження та загальну організацію впливало ряд чинників, головні з яких:

• юридично-правова нестабільність у зв'язку зі змінами в структурі центральних органів, органів управління, ліквідацією Мінчорнобиля, скороченням штатів та зміною керівництва Адміністрації Зони відчуження;

• перший рік роботи новостворених підприємств збігся з падінням рівня фінансування;

• затримки з затвердженням держбюджету, і як наслідок, з затвердженням виробничих програм на 4-5 місяців, а також затримка і неритмічність фінансування та ін.

За кожною із названих причин стоять наслідки, які ускладнили роботу Адміністрація Зони відчуження і підприємств Зони відчуження.

Разом з тим:

• аналіз сучасною стану управління Зоною відчуження та ефективності наявної структури підприємств свідчить про необхідність її вдосконалення з метою адекватного реагування на зміни економічної ситуації в державі;

• існують диспропорції у фінансуванні окремих напрямків основної діяльності і тенденції в зростанні витрат на інфраструктуру;

• ряд показників, що характеризують стан та обсяги робіт з ЛНА, стимулюють витратний механізм фінансування, не дають чіткого уявлення про фактичний стан справ;

• існує потреба обґрунтування можливих обсягів загального фінансування основних робіт з ЛНА та визначення оптимальних співвідношень у фінансуванні окремих напрямків робіт;

• закриття Чорнобильської АЕС потребує від міністерства розробки та реалізації додаткових заходів щодо працевлаштування працівників станції;

• економічні зміни, що відбуваються в державі, призводять до вирішення існуючих проблем методами, характерними для ринкової економіки (залучення інвестицій, комерціалізації тощо).

Для вдосконалення управління Зоною відчуження, оптимізації витрат, усунення існуючих недоліків необхідно розробити програму заходів.

Але вже зараз є можливість подальшої структурної перебудови виробничо-господарського комплексу Зони відчуження для підвищення ефективності його функціонування, наприклад, реструктуризація та інтеграція підприємств.

При доопрацюванні програм робіт на 1997 р. потрібно звернути особливу увагу на таке:

• оптимізацію обсягів робіт та чисельність працюючих на територіях Зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення (табл. 2);

• подальший перехід персоналу на безвахтовий метод роботи у Зоні відчуження;

• зменшення витрат на утримання інфраструктури за рахунок вдосконалення структури обслуговуючих служб, зниження витрат на теплота енергозабезпечення;

• зосередження витрат на пріоритетних напрямках та фінансування частини допоміжних робіт через основну діяльність.

Необхідно розробиш окрему програму по заміщенню бюджетних коштів з ЛНА на всій території Зони відчуження, де передбачити:

• залучення зарубіжних та вітчизняних інвестицій, в тому числі і в рамках переговорного процесу з "Великою сімкою";

• повернення в народне господарство матеріальних цінностей, що знаходяться у Зоні відчуження шляхом реалізації металу, деревини, надання послуг стороннім організаціям та ін.

Таблиця 2. Динаміка чисельності персоналу підприємств Зони відчуження

Підприємства та організації	Чисельність персоналу по роках, чол.			Динаміка 94 до 96, %	Примітки
	1994 р.	1995 р.	1996 р.		
Підприємства Міністерства з питань надзвичайних ситуації у Зоні відчуження					
НВО "Прип'ять"	4290*	2703*	217*	5.0	Підприємство припинило існування у 1996 р.
ДП "Комплекс"	511	496	500	97.8	Підприємство виділене зі складу НВО "Прип'ять" у 1995 р.
ДП "Радек"	341	346	358	104.9	Так само
ДП "Техноцентр"		52	106	203.8	Підприємство створене у 1995 р.
Чорнобильський центр міжнародних досліджень		197	203	109.0	Підприємство виділене зі складу НВО "Прип'ять" у 1995 р.
ДП теплових і електромереж	565	575	616	107.1	Так само
ДАТП	1139	1080	1105	97.0	Так само
Державне ремонтно-будівельне підприємство	299	301	298	99.6	Так само
ЧДПЗ	195	165	146	74.8	Так само
ЧДЖКП	411	381	372	90.5	Так само
Підприємство матеріально-технічного постачання	155	147	162	104.5	Так само
"Чорнобильінтерінформ"		45	78	173.3	Так само
Управління капітального будівництва	34	32	45	132.3	Так само
Державне будівельно-монтажне підприємство	733	599	365	49.8	
Державне торгівельне підприємство "Чорнобиль"	788	708	594	75.4	
ДСП ЧВЕ	186	206	211	113.4	
ДП "Чорнобильліс"	534	672	733	137.3	Створене у 1993 р.
ДП "Лісова станція"	149	164	90	60.4	Створене у 1994 р.
"Інфоцентр Чорнобиль"		14	27	192.8	Створене у 1995 р.
ДП "Ніво"	29	27	20	68.9	
ДП "РУЗОД"	233	250	269		Створене у 1996 р.
Адміністрація Зони відчуження	43	44	23	53.4	
Всього по підприємствах МНС у Зоні відчуження	**6753**	**6563**	**6321**	**93.6**	

Закінчення табл. 2.

Підприємства та організації	Чисельність персоналу по роках, чол.			Динаміка 94 до 96, %	Примітки
	1994 р.	1995 р.	1996 р.		
Підприємства Держкоматому у Зоні відчуження					
ВО "Чорнобильська АЕС" (в тому числі об'єкту "Укриття)"	5634	6189	6418	113.9	
Державний аварійно-технічний центр	371	371	369	100.0	
Спеціалізована виробнича механізована колона і Управління будівництва ЧАЕС	1401	1435	1188		Об'єднані в одне підприємство у 1996 р.

Всього по підприємствах Держкоматому у Зоні	**74-06**	**7995**	**7974**	**107.7**	
Підприємства інших міністерств та відомств у Зоні відчуження					
Медико-санітарна частина № 16 Мінохоронздоров'я	271	279	282	104.0	
МНТЦ "Укриття"	607	868	562	92.5	
Воєнізована пожежна частина МВС	226	225	250	110.6	
Підрозділи МВС у Зоні відчуження	597	598	600	100.5	
Всього по підрозділах інших міністерств	**1701**	**1970**	**1694**	**99.5**	
Разом по підприємствах Зони відчуження	**15860**	**16528**	**15989**	**100.8**	

* Чисельність НВО "Прип'ять" наведена довідково і в підсумковій чисельності не показана, щоб запобігти подвійного рахунку

Перелік скорочень

ВВС - відділ внутрішніх справ

ВО - виробниче об'єднання

ГІС - геоінформаційні мережі

ДАТП - державне автотранспортне підприємство

ДЖКП - державне житлово-комунальне підприємство

ДП - державне підприємство

ДПМП - державне підприємство матеріального постачання

ДПТтаЕМ - державне підприємство теплових та електричних мереж

ДСВКЛП «Чорнобильліс» - державне спеціалізоване виробничі комплексне лісове підприємство «Чорнобильліс»

ДСВП «Чорнобильводексплуатація» - державне спеціалізоване водоохоронне підприємство «Чорнобильводексплуатація»

ДСЛП «Лісова станція» - державне спеціалізоване лісове підприємство

ДТП - державне торгове підприємство

ЛНА - ліквідація наслідків аварії

МНТЦ «Укриття» - міжгалузевий науково-технічний центр -«Укриття»

МСЧ - медико-санітарна частина

НВО «Прип'ять» - науково-виробниче об'єднання «Прип'ять»

НДДКР - науково-дослідні і дослідно-конструкторські роботи

НТД - науково-технічна документація

ОЗПО - об'єднаний загін пожежної охорони

ОУ - об'єкт «Укриття»

ПАР - поверхнево активні речовини

ПВМ - паливно-вміщуючі матеріали

РАВ - радіоактивні відходи

РЕС - район електричних мереж

РРАВ - рідкі радіоактивні відходи

РУЗОД - регіональне управління забезпечення організаційно-технічної розпорядчої діяльності

ТЕО - техніко-економічне обґрунтування

ЦПЗ - центр перероби та захоронення

ЧДПЗ – Чорнобильське державне підприємство зв'язку

ЧНТЦМД - Чорнобильський науково-технічний центр міжнародних досліджень

УДК 550.424.4

Г. Н. Бондаренко, Л. В. Кононенко

КИНЕТИЧЕСКИЕ КОНСТАНТЫ ТРАНСФОРМАЦИИ ФОРМ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Представлена кинетическая модель трансформации физико-химических форм радионуклидов в почвах, включающей в себя процессы мобилизации радионуклидов, заключенных в твердофазных выпадениях, и их последующей фиксации в почвах. На основе экспериментальных данных рассчитаны константы скорости мобилизации и иммобилизации ^{90}Sr и ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения ЧАЭС: среднее значение константы скорости мобилизации радионуклидов - 0,195±0,1 год$^{-1}$, константы скорости иммобилизации ^{90}Sr - 0,02 год$^{-1}$, ^{137}Cs - 1,7±0,1 год$^{-1}$.

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение почвенного покрова вследствие аварии на ЧАЭС обусловлено выпадением основной массы радионуклидов в форме мелкодисперсных продуктов дробления облученного топлива и продуктов конденсации летучих радионуклидов. В почве в результате воздействия почвенных растворов, влияния жизнедеятельности растительности и почвенных организмов происходит выщелачивание радионуклидов из твердофазных выпадений и образование физико-химических форм радионуклидов, характерных для почвенного комплекса. Вследствие этих трансформаций со временем меняется способность радионуклидов к абиогенной и биогенной миграции. Поэтому одной из основных составляющих прогнозирования радиационной обстановки иа загрязненных территориях является установление временных зависимостей миграционной способности радионуклидов.

КИНЕТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ТРАНСФОРМАЦИИ

При моделировании физико-химических процессов в почвоведении используют фундаментальные соотношения из различных областей физики и физической химии. Преимуществом подобного подхода является неизменность .вида уравнений модели при возможности определения параметров для широкого круга ситуаций. Это позволяет повысить надежность долгосрочного прогнозирования, а также уменьшить затраты на проведение натуральных наблюдений и экспериментальных исследований. Кроме того, непосредственным экспериментом практически невозможно охватить все многообразие зависимостей между контролируемыми факторами ретроспективного, текущего и прогнозируемого состояния системы.

В ассоциации с изотопными или неизотопными носителями ^{90}Sr и ^{137}Cs могут находиться в почвенном растворе и в поглощенном состоянии в катионной форме, в форме органических и минеральных комплексов. Радионуклиды, поглощенные почвенными коллоидами, глинистыми минералами, вошедшие в состав растительных, микробных, или животных остатков, отличаются прочностью связи с твердым веществом почвы, и поэтому в большей или меньшей степени подвержены абиогенной и биогенной миграции. Среди поглощенных форм радионуклидов выделяют обменно и необменно сорбированные формы. Таким образом, все многообразие физико-химических соединений радионуклидов в почвах представлено водорастворимыми, ионообменными и фиксированными формами их нахождения (состояния).

© Г. Н. Бондаренко, Л. В Кононенко, 1998

В общем виде схема трансформации представлена процессами мобилизации, иммобилизации, ремобилизации элементов. Под мобилизацией понимаются процессы образования мобильных: форм элементов, подверженных водной миграции. Иммобилизация связала с образованием более или менее консервативных (фиксированных) форм элементов. Ремобилизация является процессом, обратным мобилизации.

Применительно к трансформационным процессам радионуклидов чернобыльского выброса вполне очевидно, что образование мобильных форм - мобилизация - обусловлена, в основном, выносом радионуклидов из твердофазных выпадений. Определяющей характеристикой этого процесса является его необратимость. Независимо от механизма образования водорастворимых форм радионуклидов топливных выпадений (твердофазная диффузия [1], растворение урановой матрицы вследствие радиолиза [6] или в результате биологической деятельности в почвах [2]), этот процесс необратим вследствие термодинамической неустойчивости U(IV) в почвенном покрове, где стабильной валентной формой является U(VI), соединения которого обладают хорошей растворимостью в природных водах Полесья.

Образование прочносвязанных форм радионуклидов возможно лишь из их мобильных форм - водорастворимых или ионообменных. Таким образом, устанавливается последовательность процессов трансформации состояния радионуклидов. Остается лишь добавить, что процесс фиксации радионуклидов принципиально обратим, как и процесс сорбции-десорбции ионообменных форм.

Исходя из изложенного, совокупность процессов превращений форм радионуклидов можно представить в виде схемы:

$$P \rightarrow \boxed{\begin{matrix} W \\ \downarrow\uparrow \\ E \end{matrix}} \rightleftarrows F$$

$$A_0 = P + W + E + F,$$

где A_0 - общая активность радионуклида; P - доля радионуклида в составе топливных частиц; W - доля радионуклида в водорастворимой форме; E - доля радионуклида, поглощенного почвой: в обменной форме; F - доля необратимо сорбированной (фиксированной) формы.

Время установления равновесия водорастворимой и ионообменной формы нуклидов измеряется часами и сутками в отличие от времени обмена водорастворимых и фиксированных форм, исчисляемых месяцами и годами. Поэтому в приведенной схеме трансформации водорастворимые (W) и обменные формы (E) выделены в единый блок мобильных форм радионуклида. Общую схему трансформации форм радионуклидов, таким образом, можно упростить:

$$P \xrightarrow{k_1} M \underset{k_3}{\overset{k_2}{\rightleftarrows}} F,$$

где M - мобильная форма радионуклида, k_1 k_2, k_3 - константы скорости мобилизации, иммобилизации и ремобилизации.

Уравнения химической кинетики могут быть использованы здесь при следующих допущениях: реакции превращений протекают в элементарном объеме гетерогенной почвенной системы, которая рассматривается как закрытая; химические и физико-химические макрохарактеристики почвенного горизонта представлены множеством равноценных элементарных реакционных объемов.

19

Для упрощения кинетических уравнений рассмотрим случай необратимого образования фиксированных форм радионуклидов ($k_3 \rightarrow 0$):

$$P \xrightarrow{k_1} M \xrightarrow{k_2} F.$$

Такая схема трансформаций представляет собой последовательные реакции, в которых мобильные формы, образующиеся в результате процесса мобилизации, расходуются в ходе иммобилизации. Для последовательных химических реакций первого порядка существует решение системы дифференциальных уравнений, описывающих каждую из стадий последовательных превращений. Используя эти решения, получаем следующие выражения для активности радионуклидов в исходной, мобильной и фиксированной формат

$$A_P = A_0 e^{-k_1 t}, \qquad (1)$$

$$A_M = A_0 \frac{k_1}{k_2 - k_1}\left(e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}\right), \qquad (2)$$

$$A_F = A_0\left(1 + \frac{k_1}{k_2 - k_1} e^{-k_2 t} - \frac{k_2}{k_2 - k_1} e^{-k_1 t}\right), \qquad (3)$$

Если $k_2 \rightarrow 0$, т. е. процесс иммобилизации практически не происходит, выражение для мобильных форм упрощается:

$$A_M = A_0\left(1 - e^{-k_1 t}\right). \qquad (4)$$

Анализ кинетических закономерностей трансформаций свидетельствует о том, что в результате конкуренции процессов выноса радионуклидов из частиц и необменного поглощения, активность мобильных форм (A_M) сначала возрастает, достигая максимума при равенстве скоростей мобилизации и иммобилизации, затем падает. Содержание фиксированных форм (A_F) постепенно возрастает со временем. С увеличением отношения констант k_2 и k_1 уменьшается максимальная концентрация мобильной формы радионуклида и сокращается время ее достижения.

Если закономерности трансформации загрязнителя, полученные для элементарного реакционного объема, обладающего определенными физико-химическими характеристиками, можно распространить на данную почвенную фацию (тип почв), тогда для нахождения параметров процесса трансформации можно использовать накопленные к настоящему времени десятки определений водорастворимой, ионообменной, фиксированной доли радионуклидов в почвах.

Сопоставление данных о формах нахождения радионуклидов в дерново-подзолистых почвах за разные годы поставарийного периода (табл. 1) свидетельствует, что активность обменных форм ^{90}Sr существенно выше активности таких форм ^{137}Cs. Кроме того, сна постоянно увеличивается со временем. Это свидетельствует о том, что процессы иммобилизации ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах выражены весьма слабо, т. е. $k_2 \rightarrow 0$.

20

Таблица 1. Содержание водорастворимых и обменных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения

Год отбора проб	Источник данных	^{137}Cs, %		^{90}Sr, %	
		водорастворимые	обменные	водорастворимые	обменные
Дерново-подзолистые почвы					
1986	Наши данные	0,13(2) 0,014-0,24	0,57(2) 0,28-0,85	0,74(2) 0,62-0,85	4,1(2) 2,0-6,4
	[5]	1,85(2) 0,3-3,4	8,75(2) 5,4-12,3		
1987	Наши данные	0,43(37) 0,03-1,2	9,5(37) 1,6-21	5,0(34) 0,3-15	203(35) 6,3-33,5
	[4]	0,56(5) 0,12-1,0	9,2(5) 5,2-13,8	0,35(12) 0,04-0,72	19,3(12) 5,2-39
1988	[3]		11,0(2)* 9,9-12		
1989	[3]		7,0(5)* 0,74-9,4		
1990	[5]	0,39(3) 0,07-0,7	4,2(3) 33-5,1		
1991	Наши данные	0,14	4,7	2,1	35
	[3]		4,1(3)* 3,5-5,5		
	[7]	0,23(4) 0,14-0,32	2,38(4) 0,65-3,0	0,85(4) 0,49-1,7	453(4) 32,3-60
1992	Наши данные	0,58(9) 0,078-1,33	4,2(9) 0,47-18,9	7,0(9) 3,27-19,5	59(9) 43-76
1994	Наши данные	0,21	15,4	0,39	44,7
1995	Наши данные	0,30(3) 0,07-0,42	2,5-14	1,6(2) 137-1,64	76(2) 60-92

Примечания: в скобках приведены количества определений; * - сумма водорастворимой и обменной форм

Примерное соответствие превращений форм ^{90}Sr модели одноступенчатой трансформации, которая описывается уравнением (4), может быть использовано для проверки справедливости допущения о первом порядке реакций трансформации путем построения зависимости $\ln[m_\infty/(m_\infty-m)]$ от времени (полулогарифмической анаморфозы). Экспериментальные точки, представляющие собой средние величины из десятков определений активности мобильных форм ^{90}Sr в образцах почв, отобранных одновременно

по территории Зоны отчуждения, удовлетворительно укладываются на прямую в полулогарифмических координатах при m_∞=0,95 (рис. 1). По наклону прямой в соответствии с уравнением (4) находим k_1=0,195 год$^{-1}$=6,2·10^{-9}с$^{-1}$. Это соответствует периоду полувыведения радионуклидов из частиц 3,55 года.

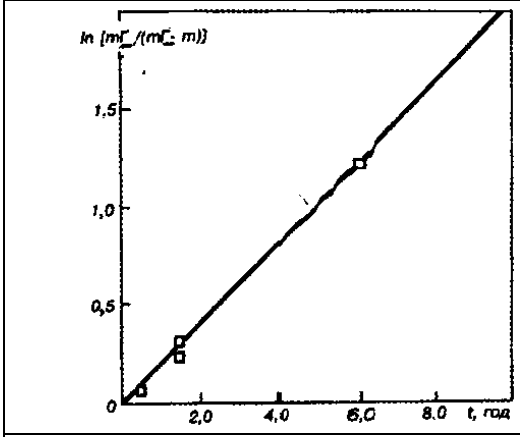


Рис. 1. Полулогарифмическая анаморфоза скорости мобилизации ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах (m_∞=0,95)

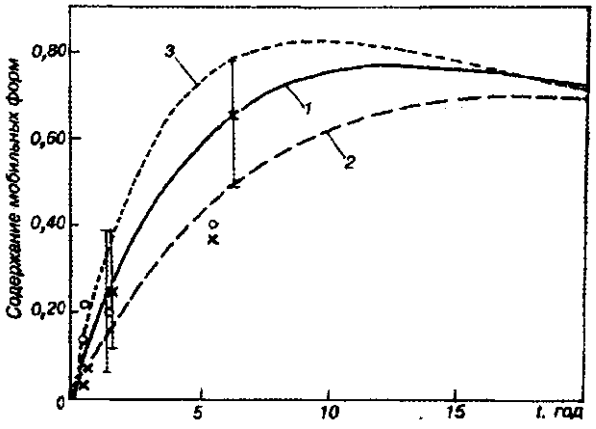


Рис. 2. Кинетические кривые накопления мобильных форм ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения ЧАЭС:

1 – k_1=0,195, k_2=0,02; 2 - k_1=0,12, k_2 =0,02; *3* - k_1=0,30, k_2=0,02; * - наши данные, о - литературные данные

На рис. 2 представлены кинетические кривые накопления мобильных форм ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах в сопоставлении с экспериментальными данными о содержании его мобильных форм. Среднее значение константы скорости мобилизации ^{90}Sr составляет 0,195 год$^{-1}$ с вариациями от 0,12 до 0,30 год$^{-1}$. В первые 6-10 лет после аварии происходит резкое увеличение доли мобильных форм ^{90}Sr, а в дальнейшем наблюдается период стабилизации.

Динамика изменения активности мобильных форм ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах характеризуется максимумом, наблюдавшимся в 1987-1988 г., и последующим снижением доли обменных форм. Детерминированная форма модели трансформации позволяет графически находить кинетические параметры процесса по экспериментальным данным, полученным в различные периоды после аварии. Так, путем построения кинетических кривых, охватывающих экспериментальные точки в координатах m-t определено, что при величине константы скорости мобилизации k_1, соответствующей константе для ^{90}Sr в тех же почвах, среднее значение константы скорости иммобилизации кг оказалось равным 1,7 год$^{-1}$ с вариациями 1,0-2,7 год$^{-1}$ (рис. 3, а). При крайних значениях константы скорости мобилизации k_1 значения константы скорости иммобилизации ^{137}Cs колеблются примерно в тех же пределах (рис. 36, в). При этой кинетические кривые, построенные для k_1=0,12 год$^{-1}$ (рис. 3, б), лучше соответствуют минимальным значениям активности мобильных форм ^{137}Cs, полученным экспериментально, а кривые, построенные для k_1=0,30 год$^{-1}$ (рис. 3, *в),* - максимальным экспериментальным значениям активности мобильного ^{137}Cs.

Отношение констант скорости иммобилизации и мобилизации ^{137}Cs k_2/k_1 в дерново-подзолистых почвах довольно высокое - от 3 до 22,5, Таким образом, скорость иммобилизации существенно превышает скорость высвобождения радионуклида из твердофазной матрицы, и доля мобильного ^{137}Cs после прохождения максимума определяется, главным образом, прочностью его иммобилизации почвой.

Дерново-подзолистые почвы, в общем, характеризуются невысокой активностью мобильного ^{137}Cs - средние значения в 1987 г. составляли около 10 %, в 1992 г. - около 4 %. Однако в Зоне отчуждения встречаются образцы, отличающиеся необычно высокими содержаниями обменного ^{137}Cs. Так, среди 37 проб дерново-подзолистых почв, отобранных в 1987 г., содержащих от 1,6 до 16 % обменного ^{137}Cs, оказались 5 проб почв с содержанием обменного ^{137}Cs 20-22,5 %. Среди 9 проб, отобранных в 1992 г., также оказался образец с содержанием обменного ^{137}Cs около 19 % при среднем его содержании в остальных почвах

около 3 %. Высоким содержанием обменного ^{137}Cs характеризуются дерново-подзолистые почвы в районе с. Копачи - в пробе, отобранной в 1994 г., обнаружено 15,4 % обменного ^{137}Cs, в двух пробах отбора 1995 г. соответственно 11 и 14 %.

22

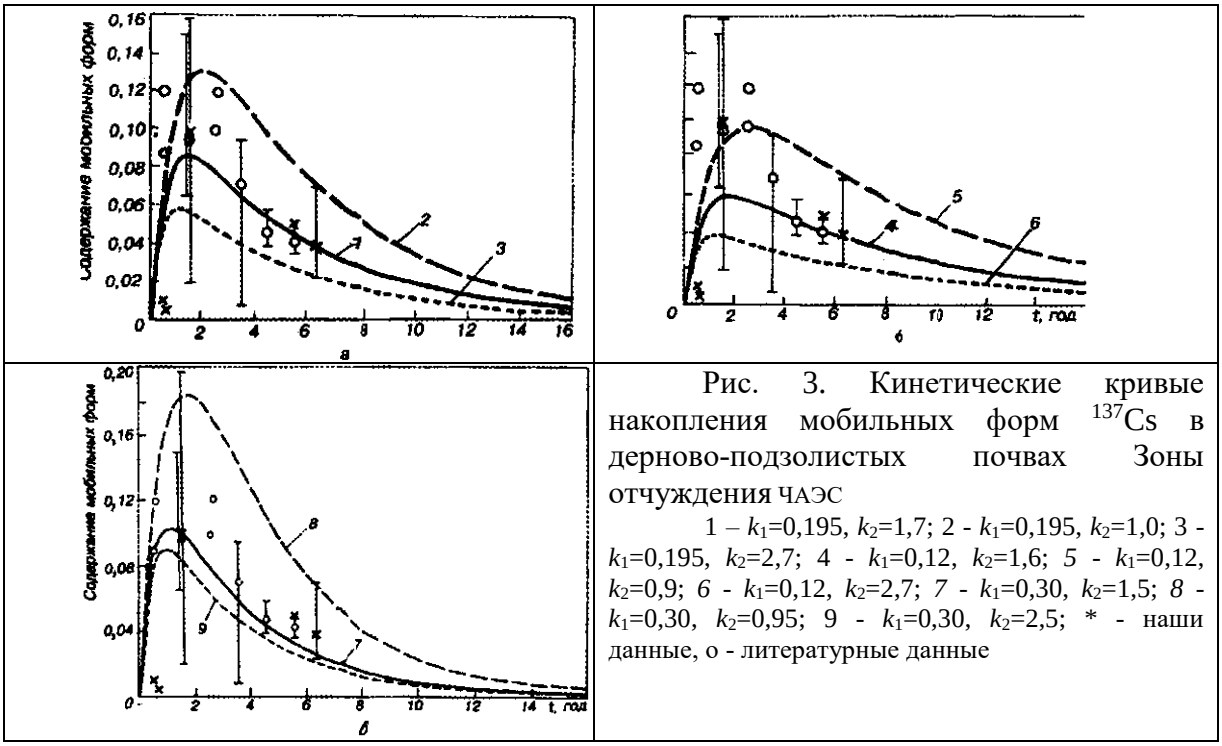


Рис. 3. Кинетические кривые накопления мобильных форм ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения ЧАЭС

1 – k_1=0,195, k_2=1,7; 2 - k_1=0,195, k_2=1,0; 3 - k_1=0,195, k_2=2,7; 4 - k_1=0,12, k_2=1,6; *5* - k_1=0,12, k_2=0,9; *6* - k_1=0,12, k_2=2,7; *7* - k_1=0,30, k_2=1,5; *8* - k_1=0,30, k_2=0,95; 9 - k_1=0,30, k_2=2,5; * - наши данные, о - литературные данные

Такое высокое содержание обменных форм ^{137}Cs с точки зрения кинетической модели трансформации можно объяснить невысокой способностью к иммобилизации радионуклида в этих почвах, т. е. более низким значением констант скорости иммобилизации. На рис. 4, наряду с заштрихованной областью нахождения усредненных экспериментальных данных, характеризующих динамику накопления мобильных форм ^{137}Cs, приведена кривая для дерново-подзолистой почвы с высоким содержанием мобильного ^{137}Cs. Константа скорости иммобилизации k_2 в этом случае равна 0,37 год$^{-1}$.

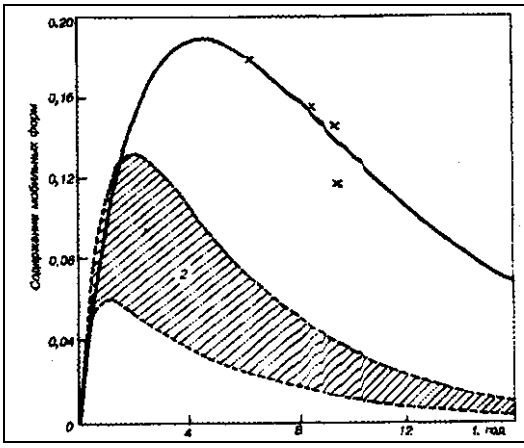


Рис. 4. Кинетическая кривая накопления мобильных форм ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения ЧАЭС с повышенным содержанием обменного ^{137}Cs: k_1=0,12, k_2=0,37; * - экспериментальные данные; заштрихована область нахождения усредненных экспериментальных данных о динамике накопления мобильных форм ^{137}Cs

Из анализа кинетических параметров трансформации следует, что константа скорости мобилизации k_1 является характеристикой устойчивости твердофазных выпадений в почве. На ее величину оказывают влияние, прежде всего, дисперсность и вещественный состав радиоактивных частиц, а также физико-химические свойства почвы. Величина константы скорости иммобилизации (k_2) определяется, в первую очередь, химическими свойствами радионуклида, и для каждого радионуклида в основном зависит от физико-химических свойств почвы.

23

По мере исчерпания радионуклидов в исходной форме возрастает роль равновесного распределения радионуклидов между фиксированными и мобильными формами, которое определяется отношением констант скорости иммобилизации и ремобилизации. В начальный период после аварии, когда доля мобильных форм радионуклидов, образующихся из фиксированных форм в процессе ремобилизации, незначительна по сравнению с их долей, образующихся вследствие мобилизации из твердофазных выпадений, кинетическая модель трансформации в изложенном виде может удовлетворительно описывать динамику протекающих в почвах Зоны отчуждения процессов.

1. *Долин В. В., Бондаренко Г. Н., Соботович Э. В.* Диффузионный механизм миграции Cs-137 и Sr-90 топливных выпадений ЧАЭС // Докл. АН УССР. Сер. Б. - 1990. - № 12. - С. 6-10.

2. Жданова Н. Н., Василевская А. И., Лашко Т. Н. и др. Взаимодействие почвенных микромицетов с горячими частицами в модельной системе // Микробиологический журнал. - 1991. - 53. 4. - С. 9-17.

3. Иванов Ю. А., Лощилов Н. А., Орешин Л. А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. - УкрИНТЭИ. - Киев. - 1992. - Вып. 2. - С. 43-56.

4. Коноплев А. В., Борзилов В. А., Бобовникова И. И. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе почва-вода // Метеорология и гидрология. - 1988. - № 12. - С. 63-74.

6. Кривохатский А. С., Смирнова Е. А., Авдеев В. А. и др. Формы нахождения радионуклидов в пробах почвы, отобранных в 1986-1990 гг. в 30-км зоне Чернобыльской АЭС. РИ-232. - Москва. - ЦНИИагомжнформ. - 1991. - 29 с.

7. Ольховик Ю. А., Чебаненко С. И., Костюченко Н. Г. Радиолиз воды - вероятный механизм выхода радионуклидов из "горячих" частиц топливного генезиса: Тез. докл. конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере" (Гомель, июнь, 1990). - С.74.

8. Попов В. Е., Кутняков *Я.* В., Жирнов В. *Г.* и др. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в аллювиальных дерновых почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1994. - № 1. - С. 41-45.

Государственный научный центр радиогеохимии окружающей среды НАН Украины и Минчернобыля Украины, г. Киев

Поступила 05.05.97

УДК 546.295+621.039.542

В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, С. И. Зварич, В. П. Процак, Ю. В. Хомутинин

КИНЕТИКА РАСТВОРЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ И ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ ИЗ НИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

На основании экспериментальных данных о формах нахождения ^{90}Sr в различных естественных почвенно-климатических условиях на топливных следах чернобыльского выброса рассчитана доля растворившихся к 1995 г. топливных частиц. Показано, что в реальных условиях на скорость растворения частиц влияют в большей степени физико-химические характеристики самих частиц, чем свойства окружающей среды. Получены математические зависимости скорости растворения топливных частиц для западного и других направлений выброса от кислотности почвы. Сделан прогноз динамики выщелачивания радиоактивных веществ из матрицы чернобыльских топливных частиц для разных типов почв Зоны отчуждения при их кислотности (pH) от 4 до 6.

© В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, С. И. Зварич, В. П. Процак, Ю. В. Хомутинин, 1998

В результате аварии на ЧАЭС произошло диспергирование ядерного топлива и выброс топливных частиц. При первоначальном взрыве 26.04.86 г. были выброшены крупные топливные частицы размером в десятки и сотни микрон, которые из-за высокой скорости осаждения выпали в основном в непосредственной близости от реактора [1-6]. Радиологическая значимость данных частиц за пределами 2-5 км Зоны вокруг реактора мала, так как их долевой вклад в радиоактивное загрязнение территории крайне незначителен [1, 2, 5]. В связи с этим изучение свойств отдельных крупных частиц представляет интерес только с точки зрения реконструкции условий их образования во время аварии [5,б].

В последующем в процессе горения реактора с 26.04.86 по 06.05.86 г. происходило окисление ядерного топлива и образование топливных частиц с медианным радиусом около 3 мкм, равным размеру зерен (кристаллитов) диоксида урана [5]. Исходный дисперсный состав данных частиц (r - радиус частиц, мкм) хорошо описывается логнормальным законом распределения [5]:

$$f(r) = \frac{1}{sr \cdot \sqrt[2]{2\pi}} \exp\left[-0{,}5\left[\frac{\ln(r) - m}{s} \right]^2 \right], \qquad (1)$$

где m=1,1 и s=0,4. Так как для мелких частиц (менее 5 мкм) гравитационное осаждение не является основным механизмом выпадений, и скорость их осаждения не зависит от размера [7], то не наблюдается существенных различий в дисперсном составе топливных выпадений на различных удаленьях от ЧАЭС (рис. 1, табл. 1). Такие радиологически значимые радионуклиды как ^{90}Sr, $^{238\text{-}241}$Pu и ^{241}Am были выброшены из реактора во время аварии в основном в составе мелких топливных частиц (более 90 % активности), что привело к загрязнению обширных территорий. В пределах 30-километровой Зоны значительная доля ^{137}Cs так же первоначально находилась в топливных частицах [1, 2]. Радионуклиды, капсулированные в первоначальных выпадениях в матрице топливных частиц, отличались низкой миграционной подвижностью по сравнению с конденсационной компонентой их выпадений и глобальными выпадениями. Поэтому применение в первое время после аварии на ЧАЭС полученных ранее закономерностей для глобальных выпадений радионуклидов (наиболее сильно это проявляется для ^{90}Sr) приводило к сильному завышению результатов прогноза миграции радиоактивных веществ (РВ) в Зоне отчуждения по биологическим цепям. Со временем происходило растворение топливных частиц и выщелачивание из них радионуклидов, о чем свидетельствует изменение дисперсного состава топливных частиц (рис. 1, табл. 1), а также увеличение доли обменного стронция в почве [8-11] и, как следствие этого, загрязнения растительности [8]. Наиболее мелкие частицы (< 2 мкм), видимо, имели наибольшую скорость растворения (рис. 1, табл. 1).

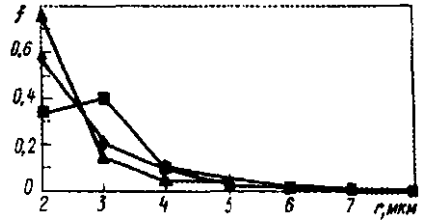


Рис. 1. Дисперсный составы топливных горячих частиц, выброшенных на юг (180°) в почве: ◆ – 5 – 1987; ■ – 5 – 1989; ▲ – 100 км – 1987

В связи с этим получение математических зависимостей скорости растворения топливных частиц и выщелачивания из них радионуклидов в естественных разных почвенно-климатических условиях является крайне актуальной задачей для долговременного прогнозирования поведения РВ в Зоне отчуждения ЧАЭС и при других аварийных ситуациях, связанных с выбросом частиц облученного ядерного топлива.

Полученные в настоящее время из доли обменного ^{90}Sr разными авторами конкретные значения постоянных трансформации топливных частиц (k, c^{-1}) на отдельных экспериментальных площадках изменяются в широких пределах от 10^{-9} до 10^{-8} c^{-1} [9-11] и не могут быть использованы даже для грубых расчетов в других почвенно-климатических условиях. Так как пока только на качественном уровне выявлены лишь некоторые факторы, влияющие на скорость растворений топливных частиц в почвах, такие как физико-химические свойства самих частиц [8, 11, 12], тип почвы [10, 11], кислотность почвы и концентрация в ней кислорода [12].

Таблица 1. Медианный радиус топливных горячих частиц в почве, измеренный с помощью метода авторадиографии, в разное время на различных удалениях и направлениях от ЧАЭС

* Измерения проводились в 7 точках с разными почвенными условиями

Год измерения	Угол относительно ЧАЭС, градус	Расст ЧА
1987	40	
	70	
	100	
	130	
	170	
	200	
	300	
	330	
1989	140	
	150	
	160	
	170	
	180	
	250	
	260	
	340	
	180	
	270	
	340	
	170	
	180	
	190	
	270	
	340	
	270	
	340	
1995	20	
	290	
	10	
	50	
	270	

1. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для определения скорости растворения реальных чернобыльских топливных частиц в естественных условиях в августе 1995 *г.* был произведен отбор проб почвы на топливных следах выброса в 15-километровой зоне ЧАЭС. Пробы почвы отбирались на глубину 5 см кольцом диаметром 14 см и буром диаметра 6 см на глубину 30 см в различных направлениях и удалениях от ЧАЭС (для учета различий в физико-химических свойствах выпавших топливных частиц). Кроме того, на одних и тех же площадках на расстоянии до 300 м, где свойства выпавших частиц одинаковы, проводился отбор проб в разных точках с отличными почвенными разностями для оценки их влияния на скорость растворения частиц (табл. 2, точки 2-4, 5-11). Пробы, отобранные на глубине 5 см, где сосредоточены топливные частицы, использовались для определения агрохимических характеристик почв и дисперсного состава топливных частиц с помощью метода авторадиографии. Пробы, отобранные на глубине 30 см, использовались для оценки доли не разрушенных частиц по количеству обменного ^{90}Sr. Описание точек пробоотбора и загрязнения почвы приведены в табл. 2. Результаты полного агрохимического анализа почв в точках пробоотбора (определение проводилось в двух повторностях) приведены в табл. 3.

26

Таблица 2. Описание точек пробоотбора и плотность загрязнения почвы в них на момент аварии

Номер точки	Описание точек пробоотбора	Координаты точки пробоотбора	Плотность загрязнения почвы, МБк/м^3	
			^{137}Cs	^{90}Sr
1	Слабая дернина - мох	12 км, 270°	3,8±0,2	2,4±1,0
2	Слабая дернина - мох	с. Красное, 4 км, 360°	3,4±0,2	2,1±0,1
3	Средняя дернина - трава		2,8±0,1	1,7±0,1
4	Дернина отсутствует - песок		9,0±0,5	1,8±0,1
5	Слабая дернина - мох	с. Чистогаловка, 5 км, 270°	24±1	7
6	Слабая дернина - мох		34±2	14±4
7	Мощная дернина - пырей		32±2	21±2
8	Дно высохшего озерца		24±1	16±5
9	Мощная дернина - осока		28±1	22±13
10	Мощная дернина - осока		69±3	49±12
11	Дернина отсутствует - песок		23±1	5,4±0,6
12	Мощная дернина - осока	с. Зимовище, 6 км, 45°	0,66±0,03	0,7±0,2
13	Средняя дернина - трава	с. Копачи, 5 км, 180°	0,83±0,04	0,83±0,07
14	Средняя дернина - трава	с. Заполье, 14 км, 180°	0,67±0,03	0,53±0,05
15	Дернина отсутствует - песок	р. Припять, берег-пляж, 4 км, 50°	22±1	4,7±0,6
16	Слабая дернина - мох	Опушка "рыжего" леса, 2 км, 290°	11±0,5	9,4±0,5
17	Слабая дернина - мох	г. Припять, новое кладбище, 3 км, 10°	34±2	29±2
18	Мощная дернина - пырей	г. Припять, старое кладбище, 1,5 км, 20°	110±5	42±2

2. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Образцы почвы, отобранные на глубине 30 см, высушивались, просеивались через сито 1 мм и тщательно перемешивались. От каждого образца было отобрано три параллельные пробы (определение проводилось в трех повторностях) объемом 100 см^3 и в них добавлено по 5 см^3 образцового раствора ^{85}Sr (активность 112±4 Бк) и 25 см^3 H_2O (30 см^3 вносимого раствора имели pH=2,5). После этого с помощью гамма-спектрометрии была определена удельная активность почвы в каждой пробе. Полученные средние значения и их стандартное отклонение приведены в табл. 4. Время инкубации ^{90}Sr в почвенных пробах составляло 33-48 дней. После инкубации определялось солевое выщелачивание радиостронция в 2M NH_4Ac. Каждая проба с раствором (1:10) интенсивно перемешивалась в течение 1 часа и отстаивалась 1 сутки. Далее по стандартной методике определялась активность радиостронция в растворе (A') и осадке (A"), доля активности выщелоченного из почвы ^{85}Sr и ^{90}Sr составляла

$$\Delta^{85}Sr = [A'(^{85}Sr)/(A'(^{85}Sr) + A''(^{85}Sr))]*100\ \%;$$

$$\Delta^{90}Sr = [A'(^{90}Sr)/A'(^{90}Sr) + A''(^{90}Sr))]*100\ \%;$$

а также доля активности не растворившихся частиц $\Delta FP=[1-\Delta^{90}Sr/\Delta^{85}Sr]$ приведены в табл. 4.

Таблица 3. Агрохимические характеристики почвы в точках пробоотбора

Номер точки	Тип почвы*	pH_{H_2O}	pH_{HCl}	Hr** мг-экв/100 г почвы	S** мг-экв/100 г почвы	T** мг-экв/100 г почвы	Гумус, %	Nr** мг/100 г почвы	P_2O_5 мг/100 г почвы	K_2O мг/100 г почвы	Ca мг-экв/100 г почвы	Mg мг-экв/100 г почвы	Ca+Mg мг-экв/100 г почвы
1	2	5,6	4,70	5,20	-	-	3,85	-	-	1,80	4,0	0,36	4,4
2	3	5,0	3,80	4,06	1,34	5,40	2,05	6,86	1,00	3,56	2,0	0,8	2,8
3	3	4,5	3,45	5,84	1,25	7,09	5,06	9,52	1,19	4,06	1,2	1,2	2,4
4	2	4,8	3,65	1,75	0,28	2,03	0,46	3,50	4,22	2,69	0,96	1,04	2,0
5	2	4,7	3,64	6,13	1,78	7,91	5,86	11,4	2,81	4,53	1,6	3,2	4,8
6	2	4,65	3,65	3,02	0,10	3,12	1,55	4,20	2,44	3,12	1,2	2,0	3,2
7	2	4,5	3,50	5,73	1,78	7,31	2,56	12,32	13,37	5,19	2,0	1,2	3,2
8	5	5,2	4,60	12,74	29,6	42,4	21,50	38,22	5,62	11,0	31,9	5,3	37,2
9	5	5,2	4,10	19,74	19,20	38,9	23,00	33,18	6,75	13,75	16,8	4,8	21,6
10	5	5,5	4,87	12,42	33,90	46,3	23,50	38,60	3,62	13,75	-		
11	2	4,5	3,75	1,91	0,10	2,01	0,62	4,62	11,00	1,06	0,96	1,44	2,4
12	4	5,5	4,48	3,02	8,02	11,0	2,21	8,96	6,78	4,37	8,80	3,2	12,0
13	2	5,55	4,20	1,83	1,78	3,61	1,19	6,58	11,62	11,25	1,84	2,96	4,8
14	2	5,1	4,00	2,1	-	-	-	-	-	3,00	1,00	0,26	1,26
15	1	5,2	4,00	0,64	0,46	1,10	0,22	3,50	6,03	3,56	1,04	1,36	2,4
16	1	5,8	4,8	2,10	4,24	6,34	2,36	9,94	11,62	8,12	3,20	1,6	4,8
17	2	5,3	4,05	1,75	1,07	2,82	1,79	5,88	6,53	2,69	1,52	1,28	2,8
18	2	4,45	3,60	1,51	2,39	3,90	4,46	11,76	12,31	5,50	2,24	2,56	4,8

*1 - дерново-подзолистая песчаная; 2 - дерново-подзолистая супесчаная; 3 - дерново-подзолистая суглинистая; 4 - дерново-оглеенная; 5 - торфяная

** Hr - гидролитическая кислотность; S - сумма поглощенных оснований; T - емкость поглощения; Nr - гидролизуемый азот.

28

Таблица 4. Относительная активность почвы на момент измерения (09.1995), доля перехода радиостронция в раствор, относительная активность не разрушенных топливных частиц в почве и параметры растворения частиц

Номер точки	Удельная активность почвы, kBq/kg			Отношение активности $^{90}Sr/^{154}Eu$	Доля перехода радиостронция в раствор ,%		Доля активности не растворившихся частиц - ΔFP, %	Постоянная выщелачивания ^{90}Sr из частиц, *k*, 1/год	Скорость растворения частиц, *V* мкм/год
	^{137}Cs	^{154}Eu	^{90}Sr		$\Delta^{85}Sr$	$\Delta^{90}Sr$			
1	8,7±2,6	0,11±0,05	5,0±2,1	44±5	82±3	26±9	68±11	0,04±0,02	0,06±0,02
2	7,0±0,2	0,13±0,01	5,6±0,3	44±5	83±3	77±5	7±5	0,29±0,08	0,35±0,10
3	5,7±0,5	0,10±0,02	3,7±0,1	36±4	85±3	84±3	2±5	0,42±0,27	0,51±0,15
4	20,5±0,8	0,24±0,03	4,1±0,2	17±1	86±8	69±5	19±3 (6±5)	0,3±0,09	0,39±0,15
5	43±11	0,5±0,2	23±11	47±3	85±2	44±17	48±19	0,08±0,04	0,11±0,06
6	57±6	0,6±0,2	32±9	51±3	81±4	46±11	44±11	0,09±0,03	0,12±0,05
7	71±2	0,73±0,05	45±3	62±3	84±2	60±4	28±4	0,14±0,02	0,19±0,02
8	125±15	1,4±0,3	81±26	55±7	69±3	36±10	47±16	0,08±0,04	0,11±0,05
9	71±14	1,1±0,4	59±36	60±12	85±7	30±15	64±18	0,05±0,03	0,07±0,05
10	391±78	4,3±1,3	251±64	59±4	58±2	17±5	70±10	0,04±0,02	0,06±0,03
11	51±2	0,50±0,02	12±1	24±2	84±4	37±5	57±4 (27±4)	0,14±0,02	0,19±0,02
12	1,7±0,3	0,025±0,008	1,8±0,6	73±22	79±2	56±7	28±10	0,14±0,04	0,18±0,05
13	1,2±0,1	0,022±0,007	1,2±0,1	57±16	85±5	76±5	8±6	0,08	0,34±0,10
14	1,3±0,3	0,02±0,007	1,0±0,1	49±14	91±2	77±8	16±9	0,20±0,06	0,26±0,08
15	35,4±0,7	0,8±0,3	7,8±1,0	10±2	94±2	66±6	30±7 (6±7)	0,30±0,13	0,38±0,10
16	17±1	0,19±0,03	15,0±0,8	80±10	90±2	60±3	34±4	0,1210,01	0,16±0,02
17	61±5	0,91±0,05	51±3	56±4	79±3	65±3	18±6	0,18±0,04	0,24±0,05
18	294±8	3,5±0,1	113±4	32±1	89±3	70±3	21±4 (13±4)	0,22±0,03	0,28±0,04

3. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Из приведенных результатов видно, что для песчаных проб почвы (4, 11, 15), отобранных на участках без дернины (табл. 2) с очень низким содержанием гумуса 0,22-0,62 % (табл. 3) наблюдаются низкие значения $^{90}Sr/^{154}Eu$ (табл. 4). Это, видимо, указывает на то, что значительная часть ^{90}Sr, выщелоченного из топливных частиц, промигрировала в песке на глубину более 30 см. Поэтому в этих пробах, для учета промигрировавшего ^{90}Sr был оценен общий запас ^{90}Sr из активности ^{154}Eu, и с учетом этого оценена доля не растворившихся топливных частиц (табл. 4, результаты приведены в скобках).

Анализ полученных данных по скорости растворения топливных частиц в почве в естественных условиях (табл. 4) показывает, что наиболее значимыми являются не почвенно-климатические условия, а физико-химические свойства самих частиц. Так, частицы первого выброса (табл. 2, точки 1, 5-11) с наименьшей степенью окисления UO_2, выброшенные из реактора в западном направлении (270°, узкий топливный западный след), химически наиболее устойчивы, не зависимо от почвенных характеристик. До настоящего времени от 27 до 70 % активности ^{90}Sr находится в матрице топливных частиц. Частицы, длительное время отжигавшиеся в период аварии, выброшенные в других направлениях после 26.04.86 г., растворились в большей степени при аналогичных почвенных условиях. Скорость растворения одинаковых частиц (табл. 2, точки 5-11) в наибольшей степени зависит от pH почвы (табл. 3). В наибольшей степени частицы сохранились в слабокислых почвах (pH > 5,2) на западном следе, в частности, в торфяных почвах с pH=5,2-5,5 (табл. 2-4, точки 9, 10) и дерново-подзолистой супесчаной почве с pH=5,6 (табл. 2-4, точка 1).

4. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Некоторые авторы считают [9], что радионуклиды могут продиффундировать из матрицы топливных частиц в почву, однако это маловероятно, так как коэффициенты диффузии даже ^{90}Sr в UO_2 при температуре 300 К пренебрежимо малы [6], и если бы процессы диффузии были значимы, то не наблюдалось бы различий в выходе РВ из матрицы частиц в зависимости от почвенно-климатических условий, что противоречит действительности (табл. 2-4).

Процесс растворения топливных горячих частиц ряд авторов описывает уравнением кинетики первого порядка [9-11]:

$$dA/dt = -kA,\ \Delta FP = A(t)/A_0 = \exp(-kt), \qquad (2)$$

где $A(t)$ и A_0 - активность частиц в момент времени t после выпадений и в начальный момент, соответственно. Полученные из ΔFP (2) значения постоянных трансформации топливных частиц (k, год$^{-1}$) в различных почвенных условиях (табл. 2) хорошо согласуются **с** литературными данными [9-11] и приведены в табл. 4. Зависимость постоянных трансформации топливных частиц (k, год$^{-1}$) от кислотности почвы - pH_{H_2O} приведена на рис. 2:

для сильно окисленных частиц на севере и юге от ЧАЭС:

$k = 4{,}57 \cdot 10^{-0{,}25pH}$ 1/год;

для слабо окисленных топливных частиц на западе:

$k = 13{,}8 \cdot 10^{-0{,}46pH}$ 1/год,

где коэффициент корреляции 0,67 и 0,93, соответственно.

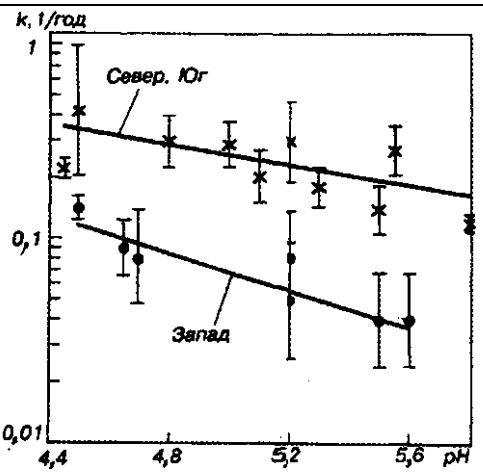


Рис. 2. Зависимость постоянных трансформации топливных частиц (*k*, 1/год) от кислотности почвы - pH_{H_2O} :
x - для сильно окисленных топливных частиц: O - для слабо окисленных

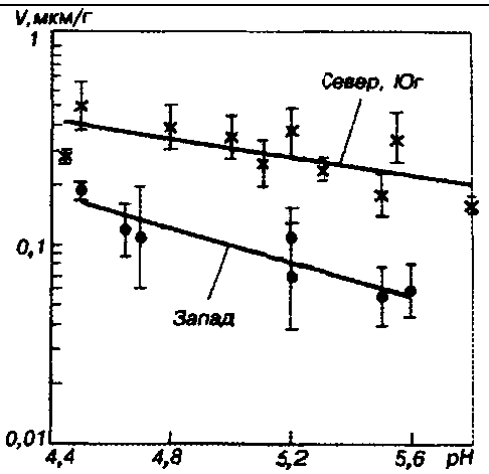


Рис. 3. Зависимость линейной скорости растворения топливных частиц от кислотности почвы - pH_{H_2O} :
x - для сильно окисленных частиц; O - для слабо окисленных

Однако на наш взгляд не совсем корректно использовать уравнение (2) для описания растворения частиц в почве. Так как при этом не учитывается реальный дисперсный состав частиц (1) и, следовательно, изменение их общей поверхности во времени, определяющей процесс растворения. Поэтому, исходя из реального дисперсного состава выпавших чернобыльских топливных частиц (1), а также оцененной доли нерастворенных частиц ΔFP (табл. 4) за 9 лет, была рассчитана линейная скорость растворения (V, мкм/год) матрицы частиц в каждой экспериментальной точке (предполагалось, что она постоянна во времени):

$$\Delta FP = \int_{vt}^{\infty} (r - Vt)^3 f(r)dr \,/\, \int_0^{\infty} r^3 f(r)dr, \qquad (3)$$

где *t* - время растворения частиц в почве после аварии (лет). Полученные значения линейной скорости растворения топливных частиц и их погрешности в каждой экспериментальной точке при реальных различных почвенно-климатических условиях приведены в табл. 4. Наблюдается хорошая корреляция между линейной скоростью растворения топливных частиц, выброшенных в западном направлении (270°) при первом взрыве (слабо окисленных), и сильно окисленных частиц (северное и южное направление выброса при горении реактора) от кислотности почвы -pH (рис. 2). Получены следующие зависимости скорости растворения топливных частиц от кислотности почвы:

для сильно окисленных частиц на юге и севере от ЧАЭС:

$v = 4{,}59 \cdot 10^{-0{,}234pH}$ мкм/год;

для слабо окисленных топливных частиц на западе:

v - $14{,}45 \cdot 10^{-0{,}431pH}$ мкм/год;

коэффициент корреляции 0,67 и 0,91, соответственно.

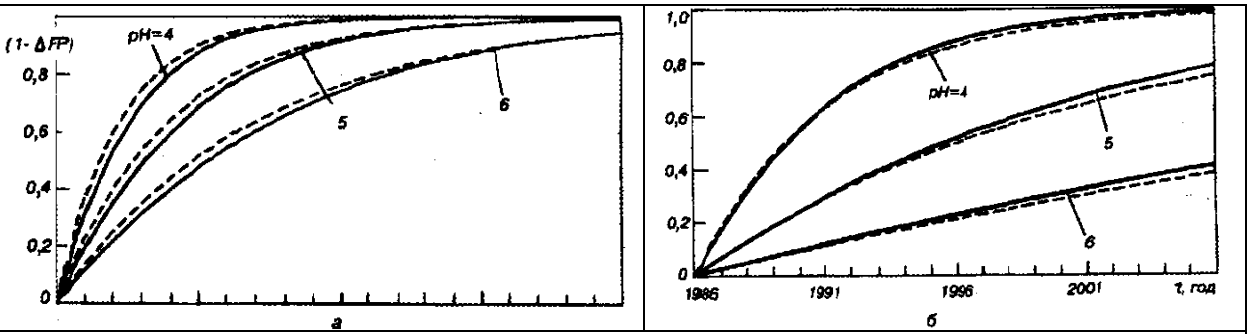


Рис. 4. Динамика выщелачивания радионуклидов из топливных частиц (1 - ΔFP) при различной кислотности почвы для разных направлений выброса *(а* - север и юг; *б* -

запад), рассчитанная с помощью зависимостей (*2*) и (*3*) для постоянных трансформации (k, год$^{-1}$) и линейной скорости растворения (V, мкм/год) топливных частиц в почве, соответственно

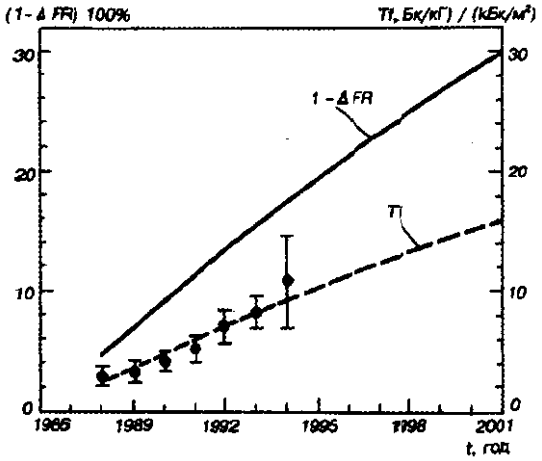


Рис. 5. Рассчитанные зависимости доли ^{90}Sr (рис. 4, б), выщелоченного в почву при pH=6 из топливных частиц западного следа (сплошная кривая (1-ΔFP)*100% и его эффективных коэффициентов перехода в луговую растительность (штриховая Tf=53*(1-ΔFP)) без учета перераспределения в корнеобитаемом слое, а также соответствующие этому экспериментальные значения [8]

Обе полученные зависимости (рис. 2, 3) достаточно хорошо описывают скорость растворения топливных частиц в различных типичных для Зоны отчуждения почвах (рис. 3) при разной степени их увлажнения при 4<pH<6, что позволяет сделать прогноз динамики выщелачивания радионуклидов из топливных частиц (1-ΔFP) в различных почвенных условиях для разных направлений выброса (рис. 4). Аналогичным образом будет изменяться доля обменного стронция в почве и динамика загрязнения растительности (рис. 5). Полученные прогнозные оценки хорошо согласуются с литературными данными о формах нахождения ^{90}Sr в почве на топливных следах чернобыльского выброса [8-11]. Таким образом, на западном узком топливном следе выброса значительная доля РВ (до 70 % при pH=6) и в 2000 г. будет еще в составе частиц (рис. 4), в то же время в других точках основная доля топливных частиц к этому времени уже растворится.

1. *Loshchtiov N. A., Kashparov V. A., Yudin Ye. B. et al.* Experimental assessment of radioactive fallout from the Chernobyl accident // Sicurezza e Protezione. - 1991. - N 25-26. - P. 46.

2. *Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparoy V. A. et al.* Particle associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Annals of Nuclear Energy. - 1993. - V. 20. - N 6. - P. 415.

32

3. Лощилов Н. А, Кашпаров В. *А.,* Поляков В. Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. - 1992. - № 4. - С. 113.

4. Лощилов И. А, Кашпаров В. А, Юдин Е. Б., Процак В. И Фракционирование радионуклидов в чернобыльских топливных горячих частицах // Радиохимия. - 1992. - № 5. - С. 125.

5. Кашпаров В. А., Иванов Ю. А, Пристер Б. С. и др. Моделирование образования "горячих" частиц во время аварии на ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. - Киев. - 1995. - Вып. 2. - С. 120.

6. Кашпаров В. А, Иванов Ю. А., Хомутинин Ю. В., Пазухин Э. М. Реконструкция эффективной температуры и времени отжига топливных частиц, выброшенных из чернобыльского реактора во время аварии // Радиохимия. - 1996. - № 1.

7. Contamination of surfaces by resuspended material / Editors W. Hollander and E. Gaiger. - Final report EUR 16527EN: Luxembourg, 1996.

8. Ivanov Yu. A, Kashparov V. A, Sandalls J. et al. Fuel component of ChNPP release fallout: properties and behaviourin the environment. // The radiological cosequences of the Chernobyl accident. - EUR 16544EN: Luxembourg, 1996. - P. 173.

9. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В. Г. Барьяхтара. - Киев: Наук. думка, 1995.

10. Петряев Е. И, Овсяникова С В., Рубинчик *С.* Я. и др. Состояние радионуклидов чернобыльских выпадений в почвах Белоруссии // Изв. АН БССР, Сер. физ.-энерг. наук. - 1991. - № 4. - С. 48.

11. Konoplev A. V., Bulgakov A. A, Popov V. E., Bobovnikova Ts. *I.* Behaviour of long-lived radionuclides in a soli-water system // Analyst. - 1992. - 117. - P. 1041.

12. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Зварич С. И. Экспериментальное моделирование поведения топливных частиц выброса ЧАЭС в различных средах. 1. Роль "генезиса" частиц, кислотности и окислительно-восстановительного потенциала Среды и некоторых процессов комплексообразования // Радиохимия. - 1994. - 36. - Вып. 1. - С. 82.

Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, Киев

Получено 10.06.97

УДК 546.295+621.039.542

В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, В. П. Процак,
Ю. В. Хомутинин, В. И. Йощенко, Э. М. Пазухин

ОЦЕНКА УСЛОВИЙ ВЫСОКОТЕМПЕРАТУРНОГО ОТЖИГА ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ, ВЫБРОШЕННЫХ ИЗ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО РЕАКТОРА ВО ВРЕМЯ ВЗРЫВА

Приведены экспериментальные данные о динамике относительной утечки ^{137}Cs из топливных частиц чернобыльского происхождения, оценен радиус эквивалентной сферы (зерна, кристаллита UO_2) L=2,4±0,7 мкм чернобыльского ядерного топлива, который очень хорошо согласуется с медианными радиусами частиц топливной компоненты выпадений чернобыльского выброса 1,5-3,5 мкм, и зерен, на которые разрушается чернобыльское ядерное топливо при окислении на воздухе - 3 мкм. Для изотерических и неизотермических (взрывных) условий, а также линейного и экспоненциальною роста температуры получены близкие значения медианных максимальных температур отжига частиц во время аварии (***T***=2400 К, T=2630 К и ***T***=2540 К, соответственно) и медианные времена отжига (t=3,5 с, t=17 с и t=27 с). На основании данных о глубине выгорания топливных частиц, выброшенных из реактора во время взрыва, сделана попытка оценки области активной зоны, из которой произошел их выброс.

1. ВВЕДЕНИЕ

В результате взрыва 4-го энергоблока Чернобыльской АЭС 26 апреля 1987 г. произошло разрушение ядерного топлива при высокой температуре. Это привело к выбросу из локальной области реактора во время взрыва достаточно крупных топливных частиц (ТЧ) размером в десятки и сотни микрон [1-4]. Сильное обеднение этих частиц

© В. А Кашпаров, Ю. А Иванов, В. П. Процак, Ю. В. Хомутинин, В. И. Йощенко, Э. М. Пазухин, 1998

изотопами цезия и, в меньшей степени, стронцием [1-5] объясняется миграцией радионуклидов в ТЧ и утечкой части продуктов деления (ПД) из топлива при его высокотемпературном отжиге в аварийном энергоблоке. Утечка цезия из топлива до аварии при нормальной работе реактора была незначительной. Об этом свидетельствует одинаковое (с учетом выгорания) соотношение между активностью ^{134}Cs и ^{137}Cs, имеющих более подвижных предшественников ^{133}Xe и ^{137}Xe с разными периодами полураспада. Следовательно, если бы утечка цезия из топлива произошла во время нормальной работы реактора, то топливные частицы были бы в большей степени обеднены ^{134}Cs за счет миграции ксенона [6]. В топливных частицах не наблюдалось фракционирования ^{144}Ce, ^{95}Zr, ^{125}Sb, $^{154,155}Eu$ [1-5], обладающих крайне низкими миграционными свойствами в диоксиде урана. Коэффициент фракционирования этих радионуклидов относительно друг друга равен 1, поэтому их утечку из топливных частиц можно считать равной нулю.

После разрушения реактора в период с 26.04.86 по 06.05.86 происходило диспергирование ядерного топлива за счет его окисления на воздухе [5]. Это привело к образованию микронных частиц (медианный радиус порядка 2-3 мкм), составляющих основную часть топливной компоненты выпадений чернобыльского выброса за пределами 5-километровой зоны [5].

Следовательно, данные об утечке ^{137}Cs и ^{90}Sr из топливных частиц можно использовать для оценки эффективной температуры и времени отжига этих частиц во время аварии на ЧАЭС.

2. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ ДИФФУЗИИ ЦЕЗИЯ В ЧАСТИЦАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА ПРИ ЕГО ВЫСОКОТЕМПЕРАТУРНОМ ПОСЛЕРЕАКТОРНОМ ОТЖИГЕ

Многочисленные расчетные и экспериментальные работы, посвященные миграции ПД в реакторных материалах и, в частности, в ядерном топливе [6-14], показывают, что подвижность ПД в топливных частицах определяется множеством факторов (технологией изготовления топлива, его стехиометрией и выгоранием, наличием присадок и т. д.). Тем не менее в практических расчетах для описания процессов миграции и утечки продуктов деления из диоксида урана чаще всего используется диффузионная модель эквивалентных сфер [7]. В рамках этой: модели считается, что материал образца (частицы) состоит из одинаковых однородных сфер теоретической плотности радиуса *L* (аналог зерна или

кристаллита). В промежутках между ними продукты деления имеют бесконечно большой коэффициент диффузии, так что относительная утечка из одной эквивалентной сферы равна относительной утечке из всего образца. Выход продуктов деления из частицы происходит в два этапа: первоначально - внутризеренная диффузия к границам, которые являются эффективными стоками для подвижных продуктов деления, затем - выход на поверхность частицы по границам зерен, которые являются каналами быстрого переноса для продуктов деления. Концентрация радионуклида в эквивалентной сфере при отжиге образца описывается следующим уравнением:

$$\partial U/\partial t = D_{эфф}\Delta U - \lambda U, \qquad (1)$$

где U - концентрация радионуклида, Бк/м^3; D - эффективный коэффициент диффузии, м^2/с; λ - постоянная распада, 1/с; t - время отжига, с,

34

при начальных и граничных условиях:

$$U(r, 0) = U_0, \qquad 0 \le r \le L$$
$$U(L, t) = 0,$$
$$\partial U(0, t)/\partial r = 0. \qquad (2)$$

Зависимость $D_{эфф}$ от температуры принято описывать законом Аррениуса [8]:

$$D_{эфф} = D_0 \exp(-E/RT), \qquad (3)$$

где E - энергия активации, Дж/моль; R - универсальная газовая постоянная, Дж/К/моль; T - температура отжига, К.

Относительная утечки (F) радионуклида из сферического образца радиуса L в случае его послереакторного отжига при условии $\lambda << 1/t$ такова [8]:

$$F(t) = 1 - \frac{6}{\pi^2}\sum_{n=1}^{\infty}\frac{1}{n^2}\exp\left[-\frac{n^2\pi^2 D_{эфф}t}{L^2}\right]. \qquad (4)$$

Здесь $F(t)$ - отношение количества радионуклида, покинувшего образец за время отжига к исходному содержанию в образце:

$F(t)$=(A_0-A)A_0 (5)

где $A_0 = 4/3\pi L^3 U_0$ - активность нуклида в образце до отжига; $A = \int_0^L 4\pi r^2 U(r, t)dr$ - активность нуклида в образце после отжига. В случае вычисления коэффициента фракционирования i-го радионуклида по отношению к j-му радионуклиду, подвижность которого в топливной частице мала ($A_{0j} \approx A_j$), коэффициент фракционирования

$$Kf_{ij} = (A_i/A_j)3(A_{0i}/A_{0j}); \qquad (6)$$

определяется только относительной утечкой i-го изотопа:

Kf_i=1-F_i(t). (7)

Такая ситуация наблюдается для коэффициентов фракционирования ^{134,137}Cs и ^{90}Sr относительно ^{144}Ce [1-5]. Из (4-7) следует, что одинаковые значения относительной утечки (коэффициентов фракционирования [1-4]) будут получены для всех случаев, когда $D_{эфф}t/L^2$=const. С учетом (3) это означает, что для данной относительной утечки определяется некоторая связь между температурой и продолжительностью отжига, но не значение какой-либо из этих величин. Для их определения необходимо располагать значениями относительной утечки (коэффициентов фракционирования), по крайней мере, двух радионуклидов с разной зависимостью эффективных коэффициентов диффузии от температуры, например ^{137}Cs и ^{90}Sr.

Под действием облучения и температуры происходят существенные необратимые изменения структуры диоксидного топлива. При этом значения эффективных коэффициентов диффузии цезия тем меньше зависят от исходной плотности, зернистости, пористости и состава топлива, чем выше его выгорание, при котором определялись в ходе послереакторного отжига образцов миграционные свойства цезия и стронция [8, 9]. Влияние большого числа факторов на миграцию радионуклидов в ядерном топливе и отсутствие возможности фиксировать те из них, которые определяют утечку продуктов деления при конкретных условиях облучения, приводит к весьма противоречивым данным.

35

Кроме того, при использовании диффузионной модели эквивалентных сфер [7] граничные условия и радиус эквивалентной сферы можно выбирать произвольно. Допускается не совсем оправданная экстраполяция параметров диффузии в область экспериментально неисследованных температур. Все это наряду с различием нефиксируемых условий облучения и отжига, а также технологических параметров ядерного топлива приводит к сильной неопределенности эффективных коэффициентов диффузии. Так, по данным работ [8-15], эффективные коэффициенты диффузии цезия в диоксидном топливе описываются законом Аррениуса (3) и имеют разброс при температуре T=(1200-1600)К в 10^5-10^8 раз (D_0=(10^{-14}-10^{+6})м^2/с; E=(25,5-645,7)кДж/моль). Это исключает возможность их практического использования для расчетов в конкретных случаях. Поэтому нами рассматривались только те работы [8, 9, 13-15], где одновременно в одних и тех же образцах определялись миграционные свойства цезия и стронция (табл. 1). Это позволило использовать наиболее близкие чернобыльскому ядерному топливу эффективные коэффициенты диффузии продуктов деления в UO_2.

Как было отмечено, перенос ПД в диоксиде урана определяется множеством факторов, среди которых можно отметить как характеристики топлива (плотность, стехиометрический состав, выгорание, связанные с ним микро- и макроструктурные изменения материала и т. д.), так и свойства самого ПД и его предшественников. В отсутствии большинства необходимых данных расчетные методы могут использоваться лишь для демонстрации и определения направления исследований. Получение более достоверных оценок может опираться только на экспериментальное изучение динамики фракционирования радионуклидов (или их относительных утечек) в ходе моделирования процесса отжига реальных ТЧ в контролируемых условиях.

Для оценки миграционных параметров цезия в чернобыльском ядерном топливе производился отжиг реальных топливных частиц при различной температуре [5]. Отношение покинувшего образец ^{137}Cs к первоначальному его содержанию в частице дает величину относительной утечки в момент измерения $F_{экс}(t_i)$. Эффективные приведенные коэффициенты диффузии $D_{эфф}/L^2$ определялись на основе минимизации функционала:

$$\sum_{i=1}^{N_{exp}} [F_{эксп}(t_i) - F(D_{эфф}t_i/L^2)]^2, \quad (8)$$

где $F_{экс}(t_i)$ - экспериментальное значение относительной утечки в момент t_i; $F(D_{эфф}t_i/L^2)$ - теоретическое значение относительной утечки (4) в момент t_i; $N_{эфф}$ - число экспериментальных точек измерений динамики утечки.

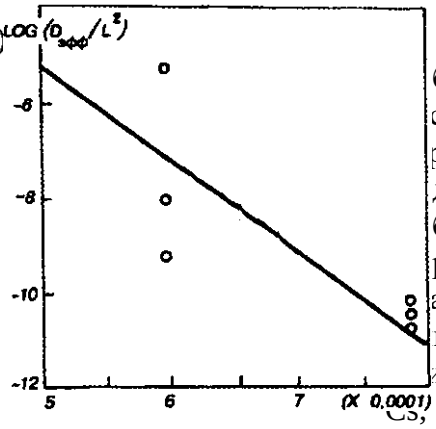
Таблица 1. Эффектные коэффициенты диффузии ($D_{эфф}$[m^2/c]) ^{137}Cs и ^{90}Sr в диоксиде урана

Эффективные коэффициенты диффузии ($D_{эфф}$[m^2/c])		Источник
^{137}Cs	^{90}Sr	
6,7E-10exp(-19880/T)	3,5E-5exp(-49170/T)	[14]
1,5E+4exp(-7165/T)	6,93E-0exp(-82990/T)	[8]
3,7E-3exp(-43470/T)	3,1E+10exp(-83030/T)	[9]
1,8E+2exp(-82864/T)	6,7E+1exp(-68185/T)	[15]

Эта задача была решена для трех экспериментов по отжигу частиц при температурах T=1270 К и T=1670 К [5] . Полученные значения $D_{эфф}(T)/L^2$ приведены на рис. 1. В соответствии с законом Аррениуса (3) в координатах $1/T$-$Ln(D_{эфф}/L^2$ значения $Ln(D_{эфф}/L^2)$ должны лежать на прямой. Величина E/R (3), рассчитанная на основе экспериментальных данных с помощью метода наименьших квадратов с учетом возможной ошибки, равна 16000±6300 К и хорошо согласуется с литературными данными из работы [14] (табл. 1), в соответствии с которыми ее значение равно 19880 К. Поскольку мы, к сожалению, не проводили измерений утечки ^{90}Sr из чернобыльского ядерного топлива, то для дальнейших расчетов использовались значения эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs и ^{90}Sr, полученные в работе [14] (табл. 1):

$$D_{эфф}(Cs) = 6{,}7E{-}10\exp(-19880/T),\ м^2/с; \quad (9)$$

$$D_{эфф}(Sr) = 3{,}5E{-}5\exp(-49170)$$



как наиболее близкие быльскому ядерному топливу, что следует из ства E/R для ^{137}Cs.

Исходя из риментально полученных значений эффективных денных коэффициентов диффузии для ^{137}Cs в быльском ядерном топливе $D_{эфф}/L^2$ при ратуре 1270 и 1670 К (рис. 1) был оценен радиус алентной сферы L (зерна, кристаллита UO_2) вных частиц. На рис. 1 сплошной линией показана имость для приведенного коэффициента диффузии Cs, полученная методом наименьших квадратов (при E/R=19880 К):

$$D_{эфф}/L^2 = 114{,}4\exp(-19880/T),\ 1/с. \quad (11)$$

Данная зависимость вполне удовлетворительно описывает полученные экспериментальные данные. Погрешность логарифма коэффициента D_0/L^2=114,4 равна S_1=0,55. Отсюда легко может быть оценен средний радиус для используемой здесь модели эквивалентных сфер. Считая, что

$$D_0 = 6{,}7E{-}10\ м^2/с \text{ и } D_0/L^2 = 114{,}4\ 1/с, \quad (12)$$

находим L=2,4±0,7 мкм.

Рис. 1. Зависимость приведенного эффективного коэффициента диффузии ($D_{эфф}/L^2$) ^{137}Cs в UO_2 от температуры отжига:

º - экспериментальные результаты; — - теоретическая зависимость $D_{эфф}/L^2$ =114,4exp(-19880/7), 1/с.

Полученные радиусы эквивалентных сфер (зерна, кристаллита UO_2) L=2,4±0,7 мкм чернобыльского ядерного топлива очень хорошо согласуются с медианными радиусами частиц топливной компоненты чернобыльских выпадений 1,5-3,5 мкм [5] и частиц, на которые разрушается при окислении на воздухе чернобыльское ядерное топливо - 3 мкм [5].

3. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ И ВРЕМЕНИ ИЗОТЕРМИЧЕСКОГО ОТЖИГА ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ В ПЕРИОД АВАРИИ

На основании данных об относительной утечке (коэффициентах фракционирования (7)) ^{137}Cs и ^{90}Sr в реальных чернобыльских топливных частицах [1-4] и температурной

зависимости эффективных коэффициентов диффузии (9, 10) можно оценить эффективное время и температуру отжига топливных частиц во время аварии. Следует отметить, что это именно эффективные значения, так как отжиг частиц происходил не в изотермических условиях.

С одной стороны, отношение эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs и ^{90}Sr (9, 10), наиболее близких чернобыльскому топливу (полученные в работе [14] и приведенные в табл. 1), имеет вид

$$D_{эфф}(Cs)/D_{эфф}(Sr) = 1{,}9E\text{-}5\exp(29290/T). \quad (13)$$

С другой стороны, эти же отношения можно определить для топливных частиц (размером >20 мкм), выброшенных в результате аварии на Чернобыльской АЭС и отобранных в 1986-1987 гг. в 10-кило метровой зоне [1-4]. Имеющаяся у нас самая крупная коллекция и банк данных "Горячие частицы", содержащий информацию о 1700 частицах, позволили рассчитать коэффициенты фракционирования (Kf) ^{137}Cs и ^{90}Sr относительно ^{144}Ce с учетом выгорания топлива [1-4] и, следовательно, определить относительную утечку ^{137}Cs и ^{90}Sr из каждой частицы во время аварии (7).

С применением аналитического выражения (4) в рамках диффузионной модели эквивалентных сфер (1) из относительной утечки продуктов деления были получены величины $D_{эфф}(t)/L^2$ для ^{137}Cs и ^{90}Sr, а затем найдено отношение $D_{эфф}(Cs)/D_{эфф}(Sr)$ в реальных чернобыльских частицах.

Таким образом, эффективная температура изотермического отжига каждой выброшенной частицы может быть оценена с помощью зависимости (13) так:

$$T_{эфф} = \frac{29290}{Ln[D_{эфф}(Cs) / D_{эфф}(Sr) / 1{,}9E{-}5]} \qquad (14)$$

Расчеты проводились только для тех частиц, которые имели одинаковые коэффициенты фракционирования ^{137}Cs и ^{134}Cs относительно ^{144}Ce исключались случаи фракционирования не во время аварии, а во время нормальной работы реактора.

Зная температуру отжига выброшенной топливной частицы, средний радиус эквивалентной сферы L и отношение $X_{Cs}=D_{эфф}(t)/L^2$, полученное на основе относительной утечки ^{137}Cs (выбор ^{137}Cs обусловлен в целом меньшими погрешностями его измерения по сравнению со ^{90}Sr), используя соотношение (9), оцениваем эффективное время отжига каждой частицы:

$$t_{эфф} = \frac{L^2 X_{Cs}}{6{,}7E{-}10 \exp(-19880 / T)} \qquad (15)$$

На рис. 2, *а,* 3, *а* приведены частотные гистограммы распределения эффективной температуры и времени изотермического отжига выброшенных в результате аварии на ЧАЭС топливных частиц, соответственно. Там же сплошной линией показана их аппроксимация теоретическими распределениями. Распределение температуры отжига частиц (рис. 2, *а)* наиболее точно описывается логнормальным законом с плотностью распределения вероятностей

$$f(T) = \frac{1}{s \cdot T \cdot \sqrt{2\pi}} \exp\left\{-0{,}5\left(\frac{\ln(T) - m}{s}\right)^2\right\}, \qquad (16)$$

где m=7,88, s=0,21.

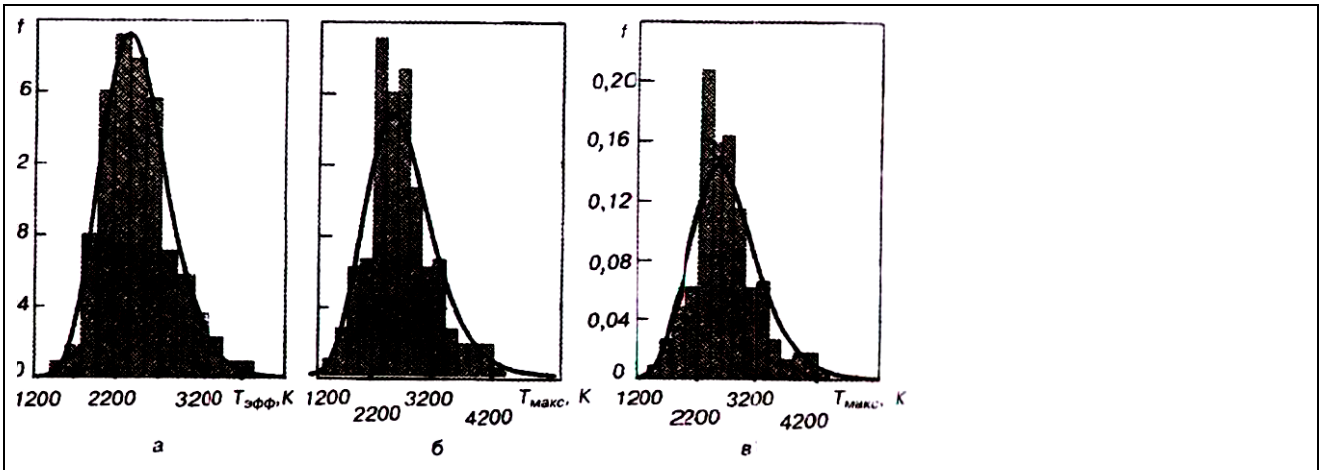


Рис. 2. Распределение максимальных температур отжига топливных частиц во время аварии для изотермического случая (*а*), а также линейного (*б*) и экспоненциального (*в*) роста температуры.

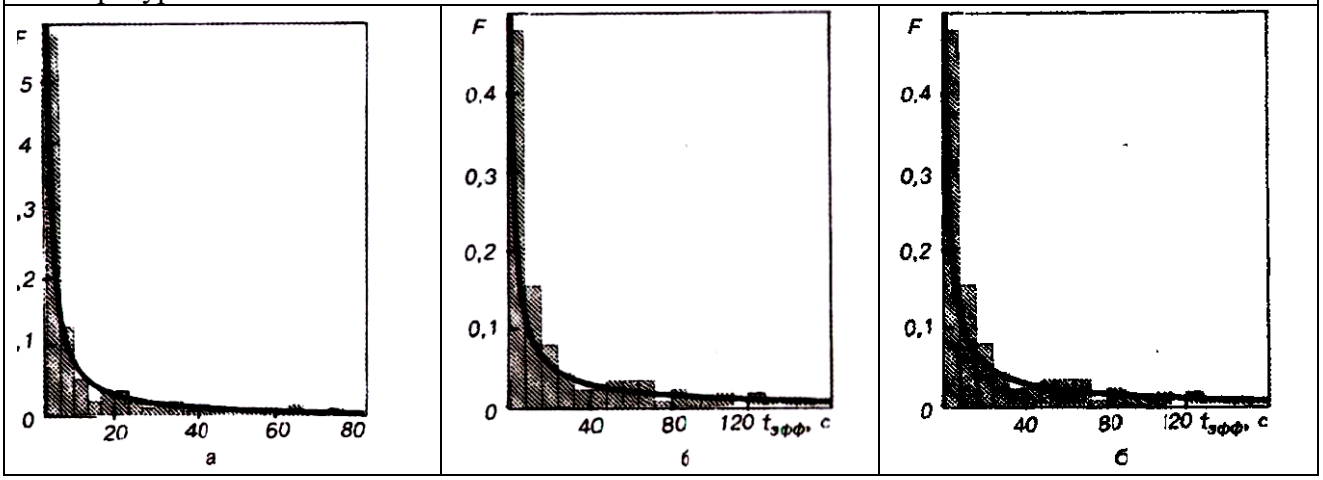


Рис. 3. Распределение времен отжига топливных частиц во время аварии для изотермического случая (а), а также линейного (б) и экспоненциального (в) роста температуры.		

Согласно этому распределению медианное значение эффективной температуры изотермического отжига частиц равно 2400 К.

Распределение эффективного времени отжига имеет резко асимметричный характер и наиболее точно апроксимируется законом распределения Вейбулла с интегральной функцией распределения вероятностей:

$$F(t_{эфф}) = 1 - \exp(-(t_{эфф}/t)^n) \qquad (17)$$

где t=8,2 с, n=0,43.

39

Согласно этому распределению медианное значение эффективного времени изотермического отжига частиц равно 3,5 с.

Таким образом, получены эффективные значения температур изотермического отжига (рис. 2, *а)* выброшенных из реактора частиц (медианное значение T=2400 К) и времен (рис. 3, *а)* их высокотемпературного отжига (медианное значение t=3,5 с) в период аварии. Однако эти величины являются в большей степени качественными, так как не совсем корректна экстраполяция закона Аррениуса (3) в область столь высоких температур отжига. Тем не менее, полученные результаты указывают на "взрывной" характер образования крупных топливных частиц (размером >20 мкм) в первый момент аварии при быстром росте температуры, который необходимо учитывать.

4. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ И ВРЕМЕНИ НЕИЗОТЕРМИЧЕСКОГО ОТЖИГА ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ В ПЕРИОД АВАРИИ

Следовательно, для более точной реконструкции условий нагрева частиц необходимо учитывать изменение их температуры во время взрыва.

Для решения этой задачи нами были рассмотрены два расчетных случая:

температура в течение времени отжига ($0<\tau<t$) возрастала линейно: от рабочей температуры реактора (T_{min}) до некоторой максимальной (T_{max}), при которой произошел выброс частиц:

$$T(\tau) = T_{min} + \tau(T_{max} - T_{min})/t; \qquad (18)$$

температура в течение времени отжига ($0<\tau<t$) возрастала экспоненциально: от рабочей температуры реактора (T_{min}) до некоторой максимальной (T_{max}), при которой произошел *выброс*.

$$T = T_{min}\exp\left(\frac{\tau}{t}\ln\frac{T_{max}}{T_{min}}\right), \qquad (19)$$

Рабочая температура реактора (T_{min}) принималась равной 600 К. В этих случаях относительная утечка радионуклидов из частиц во время отжига $F(t)$ может быть найдена на основе решения численным методом диффузионного уравнения (1) с начальными и граничными условиями (2) с учетом изменения во время отжига температуры (18, 19) и, следовательно, эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs и ^{90}Sr (9, 10).

После соответствующих преобразований (r=r/L, U=U/U_0) $F(t)$ имеет следующий вид:

$$F(t) = 1 - 3\int_0^1 U(r,t,T_{max})r^2dr. \qquad (20)$$

Для определения в каждом расчетном случае времени отжига $t_{эфф}$ и соответствующей максимальной температуры T_{max} воспользуемся соотношением (6), связывающим относительную утечку $F(t)$ с соответствующим коэффициентом фракционирования. Из (6) и (20) получаем систему двух нелинейных алгебраических уравнений для коэффициентов фракционирования ^{137}Cs и ^{90}Sr относительно ^{144}Ce:

$$Kf(\mathrm{Cs}) = 3\int_0^1 U(r,t,T_{\max})r^2 dr,$$

40

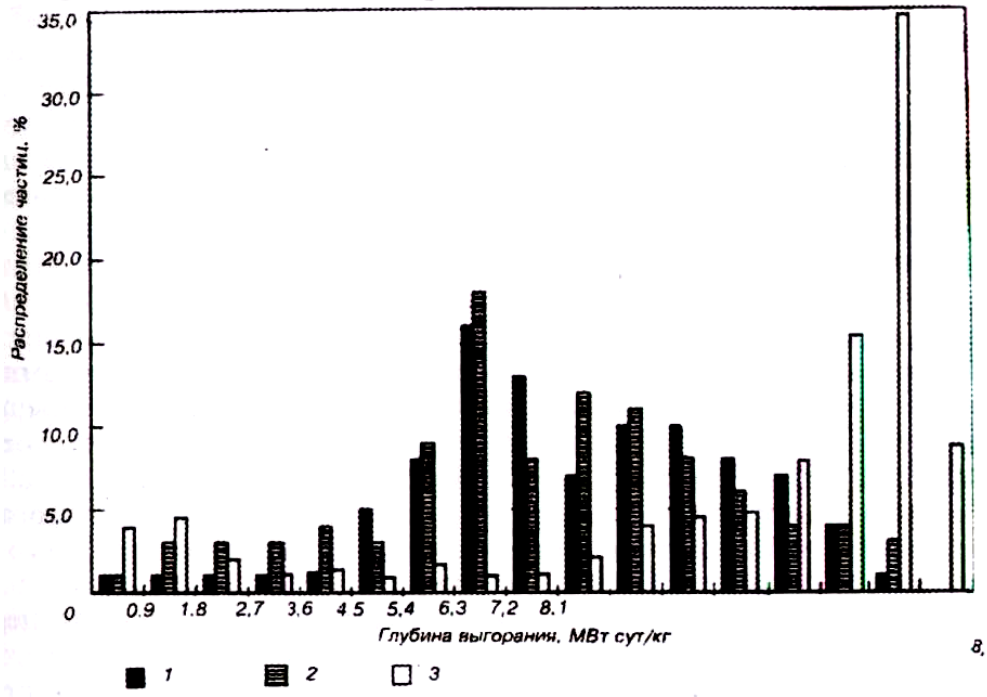
$$Kf(\mathrm{Sr}) = 3\int_0^1 U(r,t,T_{\max})r^2 dr, \qquad (21)$$

численное решение которой для каждой топливной частицы из банка данных УкрНИИСХР "Горячие частицы" дает искомую пару $t_{эфф}$ и T_{max}. На рис. 2 показано распределение максимальных температур отжига топливных частиц в первый момент аварии для случая линейного (*б*) и экспоненциального (*в*) роста температуры во время взрыва.

Распределение максимальных температур отжига частиц (рис. 2) наиболее точно описывается логнормальным законом (16). Согласно этому распределению медианные значения максимальных эффективных температур отжига частиц для случая линейного (*б*) и экспоненциального *(*в*)* роста температуры практически совпадают и равны 2630 и 2640 К (*m*=7,88, *s*= 0,21).

Если максимальные температуры отжига частиц не имеют большого разброса и близки температуре изотермического отжига (2400 К), то времена отжига частиц при росте температуры изменяются в широких пределах. В связи с этим был проведен кластерный анализ полученных результатов и частицы с крайне малыми временами отжига (видимо, обусловлены погрешностями метода (неточность используемого закона Аррениуса при высоких температурах) и изменения), которые не попали в основную выборку (1 % из 500 частиц), были отброшены и не учитывались при анализе времен отжига частиц. На рис. 3 показано полученное после кластерного анализа распределение времен отжига топливных частиц в период аварии для случая линейного (б) и экспоненциального (в) роста температуры.

Распределение эффективного времени отжига наиболее точно апроксимируется законом распределения Вейбулла (17) с параметрами для случая линейного роста температуры (*а*), равными *t*=44,6 с, *n*=0,38, и экспоненциального роста температуры (*б*) - *t*=69,6 с, *n*=0,39. Согласно этому распределению, медианное значение эффективного времени отжига частиц равно 17 с и 27 с, соответственно,



ис. 4. Распределения лубине выгорания ых частиц (*1*), а дерного топлива (*2*) в аемой области и в среднем по у (*3*)

1

чительно превышает отжига для ических условий (3,5 и соответствует иям очевидцев о ности взрыва и (или) лу между взрывами 10-20 с [16].

Для получения более 8, оценок параметров необходимо одновременное экспериментальное определение динамики утечки ^{137}Cs и ^{90}Sr из реального чернобыльского ядерного топлива за короткое время (порядка секунд) при температуре 2000-3000 К.

Кроме того, по динамике утечки продуктов деления из реальных чернобыльских частиц (выброшенных в первый момент аварии из реактора в 1986 г.) при плавном увеличении температуры их нагрева можно экспериментально оценить максимальную

температуру отжига каждой частицы во время аварии. Так как в этих частицах во время аварии уже происходил отжиг дефектов структуры, где сосредоточены продукты деления, то при превышении этой максимальной температуры отжига будет наблюдаться всплеск утечки продуктов деления из частицы [17].

5. ОЦЕНКА ОБЛАСТИ РЕАКТОРА, ИЗ КОТОРОЙ ПРОИЗОШЕЛ ВЫБРОС КРУПНЫХ ТОПЛИВНЫХ ЧАСТИЦ

Известно, что выброшенные из реактора крупные топливные частицы имеют более низкую глубину выгорания по сравнению со средней по активности зоне на момент аварии (рис. 4) [1, 4, 18]. В связи с этим была сделана попытка определения области в активной зоне реактора, в которой произошел первоначальный взрыв, с выгоранием топлива, аналогичным выгоранию частиц. Оценка проводилась на основе следующих предположений:

на момент аварии существовали значительные различия в ядерно-физических характеристиках топлива 4-го энергоблока, связанные с разной выработкой отдельных ТВС [18];

в результате взрыва произошло диспергирование ядерного топлива в крупные (>20 мкм) топливные частицы [1-5], которые выброшены из области первоначального взрыва;

имеющаяся в банке данных УкрНИИСХР "Горячие частицы" информация о величинах выгорания ядерного топлива в топливных частицах получена на представительной (более 1200) выборке частиц;

величины выгорания ядерного топлива распределяются по длине ТВС согласно закону Гаусса с максимальным значением на середине ТВС. Расчетные значения величин выгорания [18] адекватно отражают состояние реактора на момент взрыва;

первоначальный взрыв произошел в компактной области активной зоны. Выброшенный в результате этого взрыва объем топлива может быть оценен величиной порядка одной ТВС.

Метод определения места взрыва базировался на поиске компактной области объемом порядка одной ТВС внутри активной зоны, распределение величин выгорания ядерного топлива для которой соответствовало бы наблюдаемому для топливных частиц распределению. Визуализация информации в виде карт распределения величин выгорания по активной зоне реактора производилась с помощью созданного для этой цели программного обеспечения.

Анализ карт распределения величин выгорания показал, что первоначальный взрыв не мог произойти на нижней или верхней поверхности активной зоны, поскольку в таком случае выброшенные частицы имели бы низкие значения величин выгорания, что не соответствует данным банка данных "Горячие частицы". В силу неопределенности формы

области первоначального взрыва и ее точного объема невозможно однозначно выбрать среди ряда областей, в большей или меньшей мере удовлетворяющих критерию совпадения распределения величин выгорания.

Существующие предположения о локализации места первоначального взрыва в нижней части юго-восточного сектора активной зоны позволили выявить область с достаточно хорошим совладением распределений расчетных и наблюдаемых в топливных частицах величин выгорания ядерного топлива (рис. 4). Объем топлива в данной области доставляет 55 % его объема в ТВС, область находился на глубине около 75 % длины ТВС. Однако для более однозначного решения данной задачи необходима дополнительная информация, например, данные о перегрузке ТВС перед аварией. Известно также, что выброшенные крупные топливные частицы в 1,4 раза обогащены ^{95}Zr относительно ^{144}Ce, ^{125}Sb, ^{154,155}Eu по сравнению со средними значениями для всей активной зоны и топливной компонентой мелкодисперсных выпадений [2, 4]. Это нельзя объяснить наличием в крупных частицах активированного конструкционного циркония оболочек ТВЭЛов или его наработкой в момент взрыва. Возможным объяснением могла бы стать перегрузка перед аварией (в течение порядка двух месяцев) ТВС, из которых впоследствии образовались частицы, из области реактора с меньшей плотностью потока нейтронов в большую.

6. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Из экспериментальных данных о динамике относительной утечки ^{137}Cs из чернобыльских топливных частиц оценен радиус эквивалентной сферы (зерна, кристаллита UO_2) L=2,4±0,7 мкм чернобыльского ядерного топлива, который очень хорошо согласуется с медианными радиусами частиц топливной компоненты выпадений чернобыльского выброса 1,5-3,5 мкм [5] и зерен, на которые разрушается чернобыльское ядерное топливо при окислении на воздухе - 3 мкм [5].

На основании данных о коэффициентах фракционирования [1-4] ^{137}Cs и ^{90}Sr в чернобыльских топливных частицах с учетом их выгорания и экспериментально полученной зависимости эффективных коэффициентов диффузии от температуры сделана оценка эффективного времени и температуры отжига топливных частиц в период аварии. Полученные эффективные значения и распределения температур и времен изотермического отжига выброшенных из реактора частиц (медианное значение T=2400 К и *t*=3,5 с, соответственно) указывают на "взрывной" характер образования топливных частиц (размером >20 мкм) при быстром росте температуры отжига во время аварии. Для неизотермических (взрывных) условий для линейного и экспоненциального роста температуры были получены близкие значения медианных максимальных температур отжига частиц во время аварии (T=2630 К и T=2640 К, соответственно (рис. 2)) и несколько большие медианные времена отжига (*t* =17 и 27 с, соответственно (рис. 3).

На основании данных о глубине выгорания топливных частиц, выброшенных из реактора во время взрыва, сделана попытка оценки области активной зоны, из которой произошел их выброс.

1. *Лощилов Н. А., Кашпаров В. А., Поляков В. Д. и др.* Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. - 1992. - № 4. - С. 113.

2. *Лощилов Н. А, Кашпаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П.* Фракционирование радионуклидов в чернобыльских топливных горячих частицах // Радиохимия. - 1992. - №5. - С. 125.

3. *Loshchilov N. A., Kashparov Y. A, Yudin Ye B. et al.* Experimental assessment of radioactive fallout from the Chernobyl accident // Sicurezza e Protezione. - 1991. - N 25-26. - P. 46.

4. *Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparvov V. A. et al.* Particle associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Annals of Nuclear Energy. - 1993. - 20. - N 6. - P. 415.

5. *Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Пристер Б. С. и др.* Моделирование образования "горячих" частиц во время аварии на ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения, Киев. Наук. думка,- 1995. - Вып. 2. - С. 120.

6. *Гудков Н. А., Кашпаров В. А. и др.* Поведение твердых продуктов деления в микротвэлах ВТГР // Атомная энергия. - 1949. - 67. - Вып. 2. - С. 93.

7. *Booth A. H.* A method of calculating fission gas diffusion from UO_2 fuel and Its application to the x-z-t loop test // Report AECL-496. - 1957.

8. *Zoller P.* Das Transportverhalten der Spaltprodukte Caesium und Strontium in beschichteten Brennstoffleilchen fur Hochtempentur - Reaktoren undere Bestrahlungbedingungen // KFA, Julich. - 1976. - N 1324.

9. *Brown P. E., Faircloth R. L.* Metal fission product behavior in high temperature reactos UO_2 coated particle fuel // J. of Nucleaj Materials. - 1976. - 59. - P. 29.

10. *Friskney C. A, Simpcon K A.* The release of caesium and xenon from the uranium dioxide kernels of irradiated HTR fuel particle // J. of Nuclear Materials. - 1975. - 57. - P. 341.

11. *Amian W.* Experimentelle Untersuchungen zum Transportverhahen von Silber in Brennstoffleilchen fur Hochtemperaturreaktoion // KFA, Julich. - 1981. - N 1731.

12. *Silva A. T.* Experimentelle Umetsuchungen der Aftinidenfreisetzung aus Brennstoffteilchen fur Hochtemperaturreaktoren // KFA, Julich. - 1983. - N 1833.

13. *Nabielek H., Myers B. F.* Fission product retention in HTR fuel // British Nuclear Energy Society, London. - 1982. - 2. - P. 145.

14. *Amian W., Biederman et al.* Results of fission product and actinide studies in coated fuel particles and matrix graphite // British Nuclear Eneigy Society, London. - 1982. - 2. - P. 153.

15. *Forthmann R.* Irradiation performance of coated fuel particles with fission product retaining kernel additives // Nuclear Technology. - 1982. - 56. - P. 81.

16. *Пурвис III Э. Э.* Сценарий чернобыльской аварии по состоянию на апрель 1995 года // МНТЦ "Укрытие", Чернобыль. - 1995.

17. *Архипов В. А, Гудков А. Н., Кашпаров В. А. и др.* Анализ кинетики газовыделения из ядерного топлива в рамках дефектно-ловушечной модели с распределением энергии активации – М. - 1985- (Препр. / МИФИ 018-85).

18. *Бугичев С. Н., Боровой А. А, Бурляков Е. В. и др.* Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС: Краткий справочник. - М. - 1990. (Препр. / АН СССР; ИАЭ-5208/3).

Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии
МНТЦ "Укрытие" НАН Украины, Чернобыль
Получено 10.06.97

УДК 541.183.631

В. В. Демчук, В. В. Лутковский, Н. И. Проскура

ОСОБЕННОСТИ МЕХАНИЗМОВ МИГРАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Рассмотрены статистические параметры дисперсного состава горших частиц чернобыльского происхождения в почвенных профилях Зоны отчуждения. Проанализирована динамика перераспределения общего запаса активности в почвенных образцах северного следа между топливной и распределенной формами. Показано, что их постоянство по глубине почвы может быть интерпретировано в терминах предложенной гипотезы о механизме миграции горячих частиц как механическом перемешивании верхних почвенных слоев в силу биотических факторов. Приведены рассчитанные скорости миграции горячих частиц в характерных для Зоны типах паки - песчаных и торфяно-гумусных. Ключевые слова: топливная форма, горячие частицы, механизмы миграции.

© В. В. Демчук, В. В. Лутковский, Н. И. Проскура, 1998

ВВЕДЕНИЕ

Характерной особенностью радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате аварии на ЧАЭС является распыление радиоактивных материалов в составе частиц ядерного топлива. Учитывая, что основная часть частиц (до 90 %) сформировала загрязнение Зоны отчуждения ЧАЭС [1], а также относительную устойчивость частиц в условиях окружающей среды (на 10-й год после аварии до 80 % биологически опасных радионуклидов сосредоточены в первоначально выпавших топливных частицах), их можно рассматривать как трассеры при исследовании процессов миграции радиоактивности на загрязненных территориях.

В состав топливных частиц входят трансурановые элементы и большая часть осколочных продуктов деления (кроме I, Xe, Kr, Te, частично Cs). Первоначально ^{90}Sr не фракционировал в послереакторном отжиге, а поступил в окружающую среду в составе частиц топлива. Если представить первоначальное радиоактивное загрязнение как суперпозицию двух форм загрязнения: твердофазные выпадения (топливные частицы) и распределенная форма загрязнения, то миграционные процессы следует рассматривать для каждой формы в отдельности. Следует учитывать, что соотношение форм в естественной среде во времени изменяется за счет возможных процессов деструкции частиц и выщелачивания из них радионуклидов.

ИСПОЛЬЗУЕМАЯ АНАЛИТИЧЕСКАЯ АППАРАТУРА

При исследовании радионуклидного состава горячих частиц в образцах, использовались оригинальные методики регистрации на рентгеновской пленке РМ-В, РМ-1Н, РТ-1 по бета-компоненте излучения и твердотельных трековых детекторах LR-115, CR-39 по альфа- компоненте излучения горячих частиц [2, 3]. Определение состава и активности γ-излучающих нуклидов проводилось на спектрометре "CANBERRA" с HPGe детектором и собственным фоном менее 0,029 Бк/образец, а также на спектрометре "ORTEC" с HPGe и NaI(TI) детекторами и собственным фоном соответственно 0,26 и 0,16 Бк/образец.

Особое внимание было уделено определению суммарной β-активности частиц - A_β. Для этого использовался радиометр типа РКБ4-1еМ, помещенный в свинцовый домик с толщиной стенок пять сантиметров. Собственный фон радиометра составил менее 0,05 импульса/с или 0,31 Бк в геометрии измерения частиц.

ДИНАМИКА ФОРМ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ В ПОЧВАХ ПОСЛЕ АВАРИИ

Топливная форма - локализация активности в топливных частицах.

Распределенная форма - активность в мобильной и фиксированной формах (выпавшая в конденсате и, на данный момент, вышедшая из топливных частиц).

За десять лет после аварии это соотношение по цезию перераспределилось, в среднем, по Зоне отчуждения на 60 к 40 %. По стронцию-90 распределение между локализацией в частицах и распределением в подвижной форме на 1995 г. еще более сдвинуто в сторону частиц: 70 к 30 %. Здесь следует отметить, что первоначально стронций практически не фракционировал и поступил в окружающую среду в составе топливных частиц. В составе топливных частиц поступили в среду и все наработанные в реакторе трансурановые

элементы (ТУЭ). Поэтому миграция горячих частиц в почвах практически определяет миграцию таких основных биологически опасных радионуклидов как цезий, стронций и актиниды.

Для северного следа выпадений, где проводятся наблюдения с 1989 г., первоначальное соотношение топливной и распределенной форм представлено в табл. 1 и составляло в среднем 90 к 10 % (по цезию) соответственно. На 1995 г. нижняя оценка активности по цезию, сосредоточенной в частицах, составляет 40-60 %. Это связано с тем, что дисперсный состав частиц северного направления отличается преимущественно тонкодисперсной фракцией топливных частиц. Среднегеометрический диаметр по распределению составляет 1,0-1,5 мкм. Крупные частицы (более 15-20 мкм) практически не встречаются. Генетически частицы северного следа выпадений - в основном продукты горения графита (графитовая сажа) с вкрапленными тонкодисперсными топливными частицами, с радионуклидным составом, соответствующим составу облученного топлива "среднего" по загрузке на 26.04.86 г. На рис. 1 показана динамика изменения соотношения топливной и подвижной компонент по цезию-137 в почвах поймы р. Припять по годам после аварии.

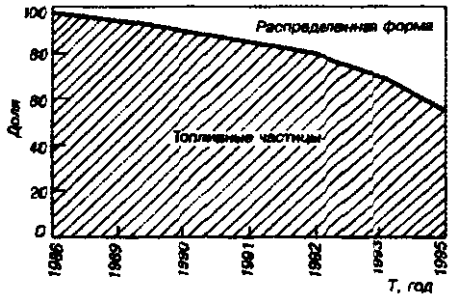


Рис. 1. Динамика соотношения ^{137}Cs в топливных частицах и распределенной форме в пойменных почвах северного следа выпадений

Усредненные расчетные данные соотношений топливной и конденсационной компонент выпадений в районе Красненского старика поймы р. Припять (на 1989 г.)

Точка отбора	Доля Cs в конденсате, %	Доля Cs в топливе, %
Площадка		
1, 2, 4, 5, 6	1-5	95-99
3 (польдер)	9-11	89-91
4 (донные отложения)	10-14	86-90

На западном следе выпадений, где средний размер частиц больше (9-12 мкм), доля активности в частицах составляла 80-90 % на май 1995 г. При таком составе загрязнения даже на 10-й год после аварии миграция активности в почве определяется переносом горячих частиц. Частицы западного следа - первоначально выброшенное диспергированное ядерное топливо. Даже на расстояниях 20-30 км от ЧАЭС встречаются фрагменты топлива размерами 300-400 мкм. Дисперсный и нуклидный состав однороден практически по всей длине следа; с расстоянием уменьшается только удельная плотность выпадений.

МИГРАЦИЯ ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦ ПО ПРОФИЛЮ ПОЧВ

Характерные эпюры профильного распределения интегральной активности, количества горячих частиц и активности, локализованной в составе горячих частиц по северному следу выпадений, представлены на рис. 2-4. Данные приведены на май 1995 г. Колонка Рс-1 - необводняемый участок, песчаная почва; Рс2-95 - аномально загрязненный приурезный участок; Рс-3 - почва водораздела, обводняемый участок, торфяно-гумусная почва.

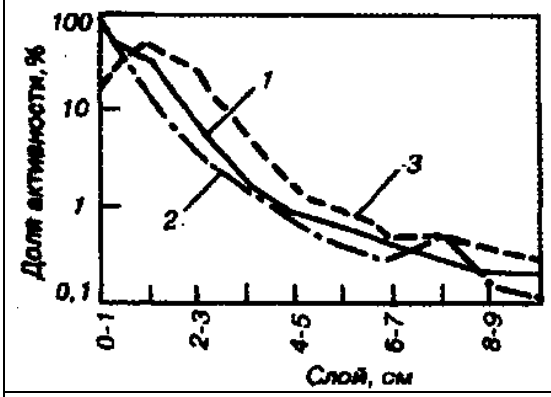


Рис. 2. Распределение активности по профилю почвы

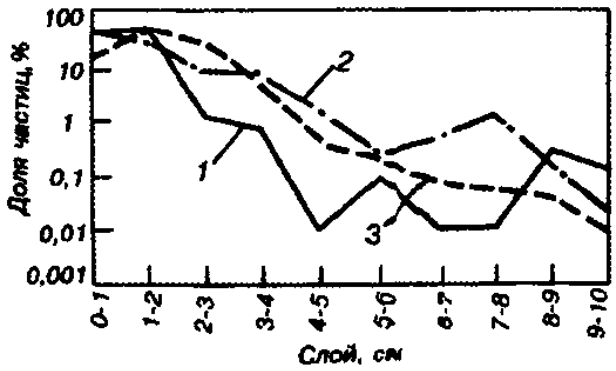


Рис. 3. Распределение частиц но профилю почвы

Из эпюр видно, что распределение частиц по профилю почвы практически повторяет распределение интегральной активности. Это подтверждает предположение о миграции активности в составе горячих частиц; 95 % активности на 10-й год после аварии сосредоточено в верхних (4-5 см) слоях почвы. На песчаных почвах активность менее подвижна (95 % активности до 3 см), в торфяных гумусных почвах отмечено уширение распределения активности и частиц (95 % - до 5- 6 см) и смещение максимума активности по профилю на 10-й год после аварии до 2-3 см. В нижних слоях почв отмечается повышение доли активности в распределенной форме относительно содержания в частицах. Это можно объяснить вымыванием части подвижных форм радионуклидов в нижние горизонты, а проникновение самих частиц в нижние горизонты менее интенсивно. Подвижные формы цезия составляют следовые количества от интегральной выпавшей активности: 1-2 %, но в нижних слоях они определяют активность горизонта.

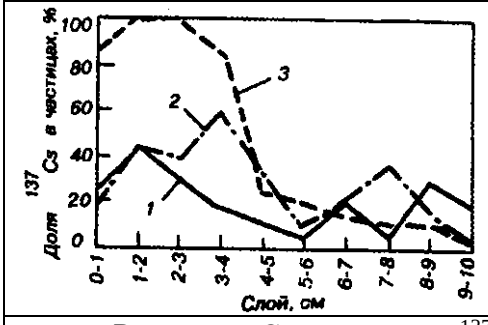


Рис. 4. Содержание ^{137}Cs в частицах по профилю почвы

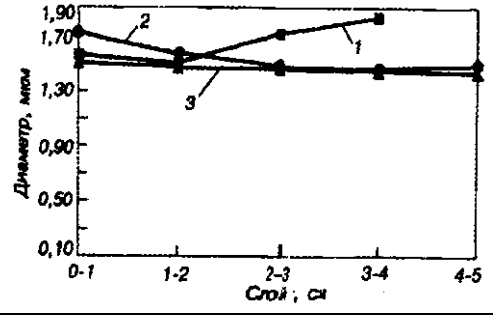


Рис. 5. Распределение геометрических размеров частиц по профилю почвы

Исследование дисперсного распределения горячих частиц по слоям почв показывает, что при абсолютном уменьшении количества горячих частиц с глубиной (рис. 3) практически не изменяются параметры дисперсного распределения частиц - среднегеометрический размер, мода по распределению частиц (рис. 5). Этот факт при исследовании миграции радионуклидов в почвах при глобальных выпадениях не мог быть зафиксирован, так как не было характерных носителей активности - топливных частиц. В случае чернобыльских форм выпадений, частицы являются не только трассерами движения

радионуклидов, но и средством, позволяющим определить превалирующий механизм миграции активности в почвах.

47

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Классические представления о процессах миграции радионуклидов в почвенных системах как о диффузно-конвективном переносе в случае Чернобыльских выпадений имеют ряд существенных разногласий с экспериментальными результатами. Экспериментальные данные показывают.

1. По профилю почвы с глубиной уменьшается количество частиц, но остаются постоянными параметры дисперсного распределения.

2. Дисперсный состав горячих частиц постоянный для различного фракционного состава почвенных частиц.

3. Пик максимальной активности и количества частиц по профилю смещен до 2-3 см на 8-10-й год после аварии.

Это дает основание полагать, что основным механизмом профильной миграции радиоактивности в почве является механическое перемешивание дисперсной среды горячих частиц в дисперсной среде почвы. По крайней мере, это основной фактор миграции за 10 лет наблюдения после аварии. Такое перемешивание на целинных участках почвы возможно только биологическими объектами (черви, насекомые, личинки, полевые мыши и т. д.) и корневой системой растительного покрова. Интенсивность процесса перемешивания максимальна в верхних плодородных слоях, наиболее густо населенных биологическими объектами. Это подтверждается тем, что горячие частицы ниже 6-8 см не обнаружены. Также, модель диффузного переноса не учитывает факта, что горячие частицы жестко агрегированы с частицами почвы, и дальнейшая миграция радиоактивности определяется процессами механического перемешивания почвы.

Следует отметить факт смещения пика максимальной активности по профилю до 2-3 см, и уширения его на 8-10-й год после аварии. Наблюдается активный процесс выравнивания активности и частичное выведение из верхних жизнеобитаемых слоев по глубине почвы. Изложенные факты позволяют предположить, что наиболее интенсивно миграция будет происходить только в верхних жизнеобитаемых слоях и за период полного перемешивания гумусного слоя. При этом возможно частичное самоочищение верхних слоев за счет репродуктивного процесса отложений биомассы.

Скорость миграции радиоактивности по профилю почв можно оценить как миграцию 95%-го фронта активности или количества горячих частиц. На рис. 6 показано продвижение 95%-го фронта активности (частиц) в почвах северного следа выпадений по годам после аварии.

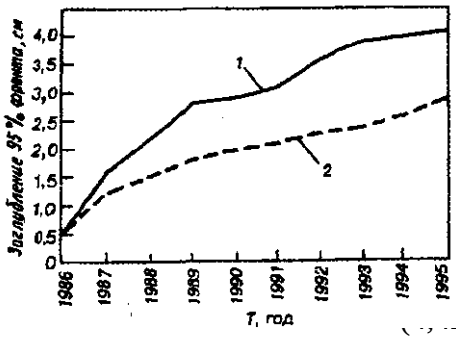


Рис. 6. Смещение 95%-го фронта ности по профилю почв Зоны отчуждения

Процесс переноса активности носит мерный характер по годам. Средняя сть продвижения фронта активности: 1) для ной почвы (90 % песка) - (3,2±0,4) мм/год; торфяно-гумусной почвы (90 % органики) ±0,5) мм/год. Следует отметить, что данная интенсивность перемешивания будет характерна для верхнего гумуссодержащего слоя, где происходит биотурбация почвы. В идеальном случае активность в составе горячих частиц равномерно распределится в верхнем 10-20 см слое и будет

48

работать как вторичный источник на отдачу мобильных форм. В более низких горизонтах миграция, видимо, будет определяться переносом мобильных форм радионуклидов.

Понимание основных механизмов миграции активности в зоне аэрации в случае Чернобыльской аварии позволит коренным образом скорректировать модельные подходы к прогнозу почвенной миграции.

ВЫВОДЫ

1. За десять лет после аварии соотношение между топливной и распределенной формами цезия в почве перераспределилось в среднем по Зоне отчуждения как 60 к 40 %. По стронцию 90 распределение между локализацией в частицах и распределением в подвижкой форме на 1995 г. составляет, соответственно, 70 к 30 %.

2. Скорость трансформации частиц (перераспределение форм по цезию) для северного следа выпадений выше чем для западного, и составляет, за девять лет после аварии, 40 к 30 % соответственно. Среднегеометрический диаметр горячих частиц на 1995 г. по северному следу выпадений составляет (1,0-1,5) мкм, а по западному следу (9-12) мкм.

3. Распределение частиц по профилю почвы практически повторяет распределение интегральной активности. Это подтверждает предположение о миграции активности в составе горячих частиц; 97 % активности на 9-й год после аварии сосредоточено в верхних 4-5 см слоях почвы. В нижних слоях почв отмечается повышение доли активности в распределенной форме относительно содержания в частицах. Подвижные формы цезия составляют следовые количества от интегральной выпавшей активности 1-2 %, но в нижних слоях они определяют активность горизонта.

4. Основным механизмом профильной миграции радиоактивности в почве является механическое перемешивание дисперсной среды горячих частиц в дисперсной среде почвы. Такое перемешивание на целинных участках почвы возможно только в результате биотурбации (черви, насекомые, личинки, корневая система растительного покрова и т. д.). Горячие частицы ниже 6-8 см не обнаружены.

5. Средняя скорость продвижения фронта активности: I) для песчаной почвы (90 % песка) - (3,2±0,4) мм/год; 2) для торфяно-гумусной почвы (90 % органики) - (4,4±0,5) мм/год.

1. *Беляев С. Т., Боровой А. А., Демин В. Ф. и др.* Выбросы радиоактивных веществ при аварии на ЧАЭС. Москва, 1990 (Препринт Инст. им. И. В. Курчатова)

2. *Demchuk V. V., Victorova N. V., Morozov V. V., Ganja E. B.* On study of disperse and radionuclide characteristics of Chernobyl fall-out particles by means of macroradiography // Proc. II Intern. Workshop on Solid State Nuclear Track Detectors, March 24-27, E-7-93-61, JINR Dubna, 1992.

3. *Victorova N. V., Demchuk V. V., Tretiacova S. P.* Usage of the soil-state nuclear detectors for study of the dispersity composition and fuel fallouts alphaactivity in the water-soil mediums after the Chernobyl accident // Proc. II Intern. Workshop on Solid State Nuclear Track Detectors, March 24-27, E-7-93-61, JINR Dubna, 1992.

Чернобыльское отделение Украинского гидрометеорологического института Госкомгидромета Украины

МНТЦ "Укрытие" НАН Украины, Киев

Поступила 10.11.97

УДК: 541.183

С. Г. Пичурин, Н. Ф. Моисеенко, Г. П. Сафро, И. П. Борисенко,
Л. И. Бондаренко; В. А. Кожанов, Н. Л. Гнидак

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ВОДНЫХ СРЕД НЕОРГАНИЧЕСКИМИ СОПОЛИМЕРАМИ НА ОСНОВЕ ОКСИДОВ СУРЬМЫ

Исследована сорбция долгоживущих радионуклидов из природных вод и дезактивационных растворов зоны Чернобыльской АЭС неорганическими сополимерами на основе оксидов сурьмы. Показано, что катионы на основе сурьмянофосфорнокремневых сополимеров в статических и динамических условиях эффективно дезактивируют кислые, нейтральные и слабощелочные многокомпонентные смеси, содержащие механические и органические составляющие. Эти материалы характеризуются особо прочным связыванием поглощенных веществ, что исключает процессы их реадсорбции и позволяет осуществлять долговременное экономическое хранение сконцентрированных радионуклидов в твердотельной матрице сорбента.

Одной их основных задач оздоровления экологического состояния Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС является извлечение радионуклидов долгоживущих продуктов распада и компонентов ядерного горючего (цезия, стронция, урана, плутония и т. п.) из природных вод, дезактивационных сред, технологических растворов, жидких радиоактивных отходов объекта "Укрытие". Эта проблема имеет также немаловажное значение для обеспечения экологической безопасности эксплуатации атомных электростанций, объектов переработки радиоактивных отходов (РАО), добычи и переработки уранового сырья [1-3], особенно в аспекте извлечения растворимых форм, способных к активной миграции за счет высокой подвижности в природных объектах [3-5]. Для решения таких задач наряду с коагуляционными и соосадительными методами очистки широко используются сорбционные методы с применением традиционно известных ионитов природного и синтетического происхождения: природных и синтетических цеолитов, углеродных сорбентов, органических ионообменных смол, силикагеля, продуктов переработки органического сырья и др. [5-8].

В то же время известен ряд минеральных синтетических сорбентов - индивидуальных гидратированных оксидов (циркония, титана, марганца, железа, сурьмы и др.) и смешанных систем - так называемых кислых и основных солей (фосфатов, арсенатов, титанатов, цирконатов, ферратов, ванадатов и т. п.) переходных элементов [9]. Эти материалы, как правило, отличает наличие полимерного каркаса, обеспечивающее высокую механическую, химическую и радиационную устойчивость, возможность эксплуатации в растворах различной кислотности. К этому же классу относится и группа сорбентов на основе регулярных оксидных сополимеров, основными структурообразующими элементами которых являются сурьма, фосфор и кремний [9, 10].

Для сурьмянокислотных сорбентов, как известно [9-12], характерна высокая сорбционная емкость, наличие сильнокислотных протоногенных центров с $pK_{0,5}<2,5$, способность эффективно извлекать катионы из сильнокислых, нейтральных и слабощелочных растворов, прочное удерживание поглощенных веществ. С помощью различных технологических приемов [12, 13] можно регулировать не только кинетические характеристики, но и избирательность их действия в соответствии с поставленной технологической задачей.

© С. Г. Пичурин, Н. Ф. Моисеенко, Г. П. Сафро, И. П. Борисенко, Л. И. Бондаренко, В. А. Кожанов, Н. Л. Гнидак, 1998

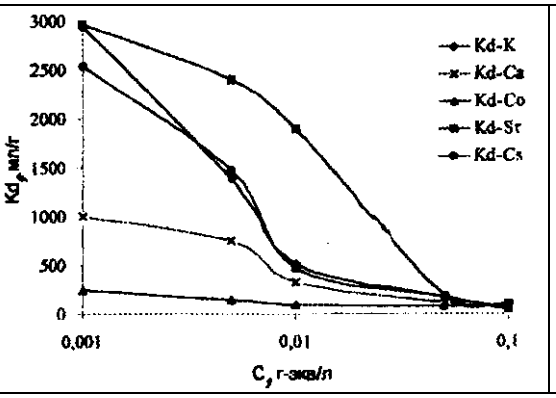


Рис. 1. Концентрационные зависимости коэффициентов распределения катионов калия, цезия, стронция, кальция и кобальта при сорбции сурьмянофосфорнокремневым катионом из растворов хлоридов и нитратов солей при $pH_0=4,5$ и температуре 22 °С (V:m=100:1, метод измерения - атомно-адсорбционная спектрофотометрия)

При обеспечении достаточной емкости, селективности, прочности удерживания поглощенных веществ, эти сорбенты экономически выгодно использовать не только для очистки и концентрирования жидких радиоактивных отходов (ЖРО), но и для последующего долговременного хранения сконцентрированных и закрепленных в твердотельной матрице радионуклидов[1].

Цель настоящей работы заключалась в определении эффективности использования указанных сополимеров для извлечения долгоживущих радионуклидов из реальных технологических и природных водных объектов. Проведенные нами исследования в средах хлоридов и нитратов одно- и двухвалентных элементов (рис. 1) показали, что для сорбентов на основе оксидов сурьмы характерны резкое увеличение коэффициентов распределения

ряда катионов (цезия, стронция, кадмия, свинца [11]) с уменьшением концентрации соответствующего реагента в исходном растворе, а также возможность поглощения указанных катионов из сильнокислых сред, где избыток протонов превышает их содержание в 10^3-10^4 раз.

Таким образом, приведенные данные свидетельствуют о перспективности использования сурьмянокислотных сорбентов для извлечения микропримесей радионуклидов из растворов различного состава и кислотности даже на фоне макроконцентраций элементов-аналогов.

Результаты проведенных нами исследований очистки водных сред природного солевого состава, а также дезактивационньпс растворов, содержащих до 0,15 % мае. сульфанола и 2-5 % взвешенного ила с общей активностью до $1{,}5 \cdot 10^{-7}$ Ки/л, основной вклад в которую (до 95 %) принадлежит р-составляющей, в динамических и статических условиях сурьмянокислотными сорбентами - сурьмянофосфорнокремневым (КГС-18), сурьмянокремневым (СКК), синтезированными в соответствии с [13], а также для сравнения гелевой сурьмяной кислотой (СКГ[15]) и промытым речным песком представлены в табл. 1, 2[2]. В таблицах приведены средние значения 10 параллельных измерений активности прибором RAM-2E проб, полученных упариванием жидкостей на алюминиевых подложках, с коэффициентом концентрирования, равным 30-50.

Анализируя представленные результаты, следует отметить, что в статическом режиме (табл. 1) свойства всех ионитов оказались практически идентичными, что можно объяснить нивелированием их кинетических параметров в данных условиях.

[1] При емкости сорбента по целевым продуктам 0,1 Ки/кг хранение 1 кг такого сорбента с прочно закрепленными радионуклидами может заменить захоронение 1 т цементированных ЖРО.

[2] В табл. 1 и 2 представлены результаты экспериментов, проведенных в полевых условиях.

51

Таблица 1. Очистка растворов, образовавшихся при дезактивации автотехники в зоне Чернобыльской АЭС, сурьмянокислотными сорбентами в статических условиях

Сорбент	Средняя активность пробы, Ки/л·10^9	Извлечение радионуклидов, %	Коэффициент распределения радионуклидов между фазой сорбента и раствора, мл/г
Исходный раствор	150,0	-	-
КГС-18	1,2	99,2	24800
СКК	1,7	98,9	17447
СКГ	1,5	99,0	19800

Примечание. Удельный очищаемый объем *V*:*m* = 200:1; время сорбции - 24 *ч;* при периодическом перемешивании ил не отделился.

В то же время показатели сурьмянофосфорнокремневого сорбента (КГС-18) в динамических условиях, несмотря на наличие в очищаемой жидкости большого количества ила, механических примесей, значительно превышает таковые других ионитов. Так, при определении сорбции из раствора с исходной активностью $1{,}1 \cdot 10^{-8}$ Ки/л для КГС-18 не удалось определить точку проскока благодаря большой емкости и высоким коэффициентам распределения ионов на данном сорбенте. Эксперимент был прекращен из-за резкого уменьшения скорости потока очищаемого раствора ввиду скопления в верхней части адсорбционной колонки большого количества первоначально содержавшегося в нем ила.

Для определения их преимуществ перед другими фильтрующими средствами в сопоставимых режимах были использованы целлюлозные обеззоленные фильтры и речной песок фракции 0,2-0,6 мм. При испытании целлюлозных фильтров было установлено, что они забивались при контакте с первой же порцией раствора 20 мл. Результаты, полученные при использовании песка в качестве фильтрующего материала (табл. 2), показывают, что с его помощью удается лишь частично уменьшить активность смеси за счет удерживания в колонке взвешенных и коллоидных частиц.

В аналогичных экспериментах при очистке с помощью КГС-24[3] в водородной форме водных растворов, содержащих изотопы ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{40}K, ^{60}Co, ^{144}Ce, ^{106}Re, ^{l54}Eu, ^{155}Eu, ^{241}Am,

^{226}Ra, ^{228}Ac, ^{235}U с pH 7,9, общей жесткостью не более 2 мг-экв/г, исходной g-активностью $2{,}3\cdot10^{-5}$ Ки/л и β-активностью $2{,}3\cdot10^{-6}$ Ки/л удельный очищаемый объем (*V*:*m*, где *V* - объем очищенного раствора, *m* - навеска сорбента) превышает 4000. Накопленная на сорбенте активность в этом эксперименте превысила 0,1 Ки/кг. Коэффициенты распределения для различных изотопов, измеренные в этом же растворе в статических условиях, представлены в табл. 3.

Таблица 2. Очистка распоров, образовавшихся при дезактивации автотехники в зоне Чернобыльской АЭС, сурьмянокислотными сорбентами в динамических условиях

Сорбент	Исходная активность раствора, Ки/л·10^9	Предельная глубина счистки, Ки/л·10^9	Удельный очищаемый объем (V/m), мл/г	Очистка, %	Коэффициент распределения радионуклидов между фазой сорбента и раствора, мл/г
КГС-18	150	0,6	420	99,6	104650
КГС-18	11	1,6	300	85,5	1762
СКГ	11	1,7	280	84,5	1530
Песок	14	6,2	_	55,7	125
Клиноптилолит [2]	40	1	84	77,0	-

Примечание. Навеска - *1 г;* скорость потока - 100 мл/ч.

[3] КГС-24 отличается от сорбента КГС-18 кинетикой обмена ионов.

Таблица 3. Результаты исследования сорбции радионуклидов сорбентом КГС-24 из многокомпонентного раствора с pH_0 7,9 в статических условиях

Изотоп	Исходная активность, Ки/л·10^9	Удельная активность в растворе после очистки, Ки/л·10^9	Удельная сорбция A=*DC·V/m*, Ки/г·10^8	Коэффициент распределения *Kd=DC·V/Cp·m,* мл/г
^{7}Be	2,23	1,69	1,1	639
^{60}Co	0,02	0,017	0,01	471
^{106}Ru	1,55	0,80	1,5	1865
^{134}Cs	42,13	3,90	76,5	19628
^{137}Cs	2235	213	4044	19002
^{154}Eu	0,21	0,10	0,2	2059
^{155}Eu	0,24	0,17	0,1	826
^{226}Ra	3,17	2,46	1,4	577
Na-Ra	0,41	0,19	0,5	2406
^{238}Ac	0,10	0,057	0,09	1640
^{235}U	0,69	0,38	0,6	1669
Всего	2287,5	225,3	4124,4	18305

При сравнении потерь удельной активности очищаемых растворов с удельной излучающей способностью отработанных сорбентов было также установлено, что для всех сурьмянокислотных ионитов (КГС-18, КГС-24, СКК, СКГ) характерно наличие достаточно высокого коэффициента экранирования (в 3-7 раз), по отношению к β-излучателям, хотя это требует дополнительных исследований.

Аналогичные результаты получены и при изучении в статическом режиме сорбционной способности КГС-24 в растворах, содержащих преимущественно γ-излучающие радионуклиды (рис. 2). Для этого навески массой 2 г сорбента с размером гранул 0,6-0,9 мм в H^+- (кривая 1) и Cs^+- (кривая 2)-формах в проницаемых мешочках

подвешивали в сосудах с загрязненными радионуклидами истинными растворами с pH 5±1, солевым составом, близким к природным водам, суммарной активностью $7{,}7\cdot10^{-7}$ Ки/л, представленной радионуклидами ^{137}Cs, ^{134}Cs (в сумме более 90 % общей активности), ^{40}K, ^{106}Ru, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{125}Sb, ^{144}Ce, ^{60}Co. Жидкость в процессе очистки от начала до конца эксперимента не перемешивалась. Измерения активности равновесной жидкости осуществляли радиометром КРК-1 при комнатной температуре, а также g-анализатором "НУК".

За время проведения эксперимента - 43 сут - была достигнута очистка растворов до $4{,}6\cdot10^{-9}$ Ки/л сорбентом в H^+-форме и $4{,}4\cdot10^{-8}$ Ки/л сорбентом в Cs^+-форме.

При анализе результатов измерений, представленных на рис. 2, следует отметить наличие отчетливо выраженных перегибов на кинетических кривых потери активности очищаемым раствором, более ярко проявляющихся в случае H^+-формы ионита.

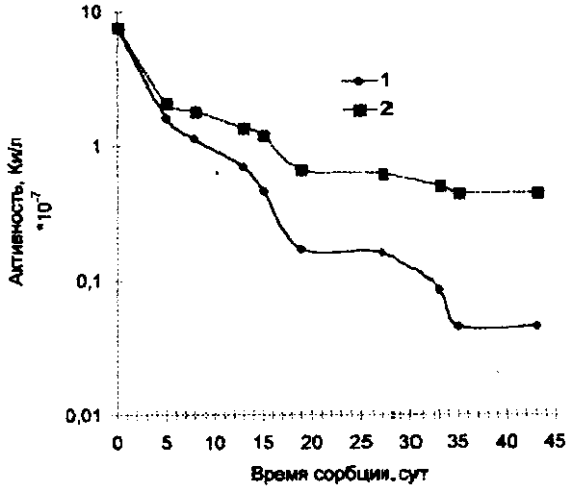


Рис. 2. Зависимость активности очищаемой в статических условиях жидкости от времени ее контакта с сурьмянофосфорнокремневым сорбентом в водород ной (I) и цезиевой (2) формах

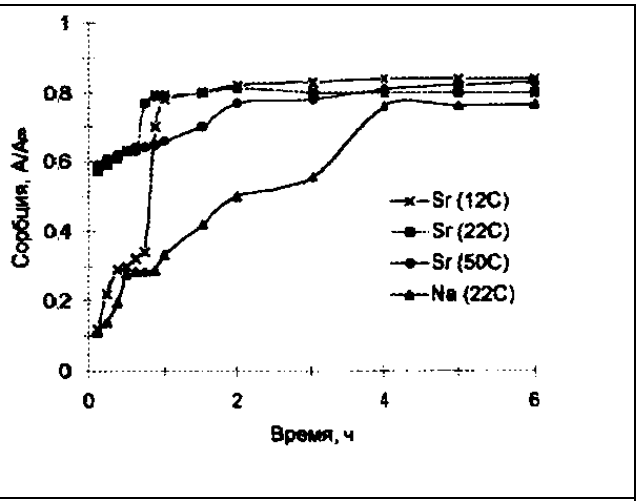


Рис. 3. Кинетические кривые сорбции катионов стронция при 12, 22, 50 °С и натрия при 22 °С из растворов нитратов при pH_0=3,0

Эти данные хорошо согласуются с полученными нами результатами исследования особенностей сорбции одно- и двухвалентных катионов (например, стронция и натрия[4] в слабокислых и нейтральных средах. Анализ результатов исследования кинетики сорбции этих катионов при различных температурах (рис. 3) указывает на наличие в системе в первоначальный период сорбции из 0,01 н. растворов Me^+ и Me^{2+} метастабильных состояний равновесия.

В дальнейшем, как было показано в [10, 11], поглощение одно- и двухвалентных катионов, особенно в кислых средах, сопровождается значительными изменениями кристаллической структуры материала. Скорость протекания этих изменений, определяемая количеством поглощенного вещества и подвижностью структурообразующих элементов решетки, уменьшается с понижением температуры. В результате наблюдается замедление поглощения ионов Me^{n+}. Впоследствии за счет структурных перегруппировок в глубине зерен ионита открывается доступ к дополнительному количеству обменных центров, и сорбционная активность материала увеличивается. При этом с течением времени контакта "сорбент-раствор" для КГС-24 увеличивается и прочность связывания поглощенных ионов, о чем можно судить, например, по количеству элюируемых катионов азотной кислотой. Так, если для полного удаления из фазы сорбента поглощенных из нейтральных и щелочных растворов катионов одновалентных элементов (натрия, калия, цезия) после 2 ч контакта достаточна обработка его 3 н. азотной кислотой, то для осуществления аналогичного процесса после контакта растворов указанных катионов с КГС-24 в течение более 24 ч необходимо использование 5 н. кислоты. Аналогичные эксперименты с двухвалентными

катионами показали, что связанные сорбентом радионуклиды стронция и других элементов, поглощавшиеся в течение длительного времени, удается извлечь из матрицы сорбента только с помощью концентрированной азотной кислоты.

Таким образом, представленные результаты позволяют заключить, что катиониты на основе сополимеров гидратированных оксидов сурьмы и элементов IV и V групп представляют собой перспективные материалы для промышленной реализации процессов дезактивации природных вод, технологических растворов, жидких радиоактивных отходов в статических и динамических режимах, благодаря присущей им высокой сорбционной емкости, способности эффективно извлекать радионуклиды из растворов различной

[4]Синтез излучаемого сорбента осуществлен с использованием солей натрия. Выбор в качестве тестовою сорбата катионов Na^+ позволил исключить неоднозначность выводов из-за возможности процесса обмена Me^+-Na^+ (оставшийся в виде примесей в матрице ионита).

засоленности и кислотности в присутствии органических и механических примесей. При этом наряду с экранирующей способностью указанные материалы характеризуются также особо прочным: связыванием поглощенных веществ, что исключает процессы их выщелачивания и реадсорбции, повышает безопасность и надежность проведения процессов дезактивации и открывает возможность долговременного экономического хранения радионуклидов, сконцентрированных в матрице сорбента.

1. *Мосинец В. Н.* Радиоактивные отходы уранодобывающих предприятий и их воздействие на окружающую среду // Атом. энергия. - 1991. - 76, вып. 5. - С. 288-294.

2. *Кухарь В. Гончарук В. В.* Мероприятия по дезактивации различных объектов при ликвидации последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Химия и технология воды. - 1996, 18, № 2. - С. 115-120.

3. *Никитин А. И., Катрич И. Ю., Бочков Л. Я.* Анализ процессов переноса и накопления радионуклидов в водной среде в районах расположения АЭС // Тр. Ин-та эксперим. метеорологии. - 1992. - № 19. - С. 123-131.

4. *Калениченко К. П.* Содержание радионуклидов в абиотических водах Дуная спустя пять лет после аварии на ЧАЭС // Вод. ресурсы. - 1993. - 20, № 4. - С. 486-488.

5. *Romero L., Lobo A M., Holm E.* New aspects on marine environment: [Pap.] 2nd Int. Conf. "Meth. and Appl. Radioanal. Chem.", Kona, Hav., Apr. 21-27, 1991: MAR C-11. Pt 4 // J. Rad. and Nucl. Chem. Art. - 1992. - 161, N 2. - P. 489-494.

6. *Baler M. N.* High-level-Waste treatment at West Vallev. integrated radwaste treatment system: [Pap.] Annu. Meet. Amer. Nucl. Soc., Boston, Mass., June 7-12, 1992 // Trans. Amer. Nucl. Soc. - 1992. - 65. - P. 88-89.

7. *Naik V. V., Natarajan R., Krishma Rao K. S., Namboodin E. G. A.* Development of nuclear grade resins and its performance in a power plant in India // Int. Water Coarf.: Offic. Pгoc. 51st Annu. Meet, Oct. 22-24, 1990. - Pittsburgh (Pa), 1990. - P. 137-142.

8. *Ершов Б. Г., Быков Г. Л., Селиверстов А. Ф.* Сорбция трансурановых элементов хитинсодержащими материалами из водных сред // Рос. конф. по радиохимии, Дубна, 17-19 мая, 1994: Тез. докл. - М., 1994. - С. 137.

9. *Иониты* в химической технологии / Под ред. Б. П. Никольского, П. Г. Романкова. - Л.: Химия, 1982. - 416 с.

10. *Бондаренко Л. И., Сафро Г. П., Чуйко А. А.* Структурообразование неорганических ионитов на основе гидратированных оксидов сурьмы (V) и элементов (IV) и (V) групп // Химия, физика и технология поверхности: Межвед. сб. науч. тр. - Вып. 1, - Киев: Наук. думка, 1993. - С. 93-98.

11. *Бондаренко Л. И., Верницкая Т. Н., Гетте А. В., Чуйко А. А.* Исследование кинетики сорбции стронция сурьмянофосфорнокремневым катионом // Радиохимия. - 1984. - 26, № 1. - С. 40-44.

12. *Бондаренко Л. И., Сафро Г. П.* Закономерности формирования гелевых сорбентов на основе оксидов сурьмы (V), фосфора и кремния / Ин-т химии поверхности АН Украины. - Киев, 1993. - 25 с. - Деп. в УкрИНТЭИ 23.02.93.

13. *Патент № 7980.* Україна. Спосіб одержання сорбційних матеріалів / Бондаренко Л. І., Сафро Г. П.

14. *А. С. 1286267.* СССР. Способ получения полисурьмяной кислоты / Чуйко А. А., Бондаренко Л. И., Сафро Г. П., Уварова В. В., Заяц Н. М., Шиябов И. Ш. // Бюл. изобретений. - 1987. - № 4.

15. *Бондаренко Л. И., Сафро Г. П., Чуйко А. А.* Структурные превращения гидратированной пятиокиси сурьмы при поглощении катионов и полярных адсорбатов // Теор. и эксперим. химия. - 1988. - № 2. - С. 229-235.

НПК "Вектор", ГСП "Техноцентр", Чернобыль
Институт адсорбционных материалов, Киев
НИЦ "Мета", ГСП "Техноцентр", г. Чернобыль
Поступила 10.12.97

УДК [556.3.001.57:51]; 504.3.064.36(477.41)

С. П. Джепо, Ю. И. Кубко, А. С. Скальский, Б. Я., Осколков, А. В. Носовский

ПРОГНОЗНОЕ И ЭПИГНОЗНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ПРОМПЛОЩАДКИ ЧАЭС

После цикла работ, проведенных по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, было отмечено повышение уровней грунтовых вод в районе промплощадки. Целью выполненных мероприятий была оценка влияния на гидрогеологические условия некоторых мероприятий, в частности, отключение дренажей и изменение уровней воды в оз. Азбучин. Для этого использовались методы математического моделирования, решались прямые задачи по неявкой схеме. Результаты решений позволили установить, что изменение уровней воды в оз. Азбучин практически не влияет на направление движения грунтовых вод в районе промплощадки ЧАЭС, хотя и приводит к изменению их уровней. Значительное влияние на направление движения грунтовых вод оказывают дренажи. Работа вертикального дренажа приводит к образованию в районе промплощадки ЧАЭС депрессионной воронки с понижением уровней на 3-5 м, к которой с соседних участков будут двигаться грунтовые воды. Максимальные понижения достигаются при включении систем строительных дренажей. При этом к сформировавшейся депрессионной воронке перемещаются грунтовые воды со стороны водоема-охладителя и от стройбаз. В этих условиях возрастут скорости движения грунтовых вод и практически прекратится их разгрузка в р. Припять и пойменные водоемы. Существенно изменятся гидродинамические условия при планируемом осушении водоема-охладителя. Ожидается снижение уровней грунтовых вод на промплощадке на 3-4 м с переориентировкой направления их движения и разгрузкой в пойменные водоемы. Для последующих исследований требуется уточнение местоположения и режимов работы водонесущих коммуникаций, дренажей и каналов, что позволит обеспечить решение прогнозных задач в неустановившемся режиме фильтрации.

ВВЕДЕНИЕ

До аварии 1986 г. уровни грунтовых вод в районе ЧАЭС находились на абсолютных отметках 106-108 м по Балтийской системе высот (БСВ), что соответствовало глубинам 6-8 м от поверхности земли. Распределение уровней грунтовых вод на площадке ЧАЭС определялось работой нескольких систем дренажей, расположение и режим которых менялся в зависимости от этапов строительства отдельных объектов. В настоящее время данные о расположении и режимах работы дренажей большей частью утеряны. Данные режимных наблюдений показали, что с 1988 по 1991 гг. на площадке ЧАЭС происходит монотонный подъем уровней грунтовых вод, сейчас они испытывают сезонные колебания, связанные с климатическими особенностями конкретного года, и располагаются на отметках 109,5-110,5 м БСВ. Заметим, что на уровни грунтовых вод оказывают влияние, как годичные колебания уровня воды в водоеме-охладителе и подводящем канале с амплитудой 0,4-0,5 м, так и изменения уровней воды в пойменных водоемах, расположенных севернее площадки ЧАЭС.

Отмеченный с 1986 г. подъем уровней грунтовых вод, безусловно, создал предпосылки для снижения устойчивости строений ЧАЭС и, в частности, объекта "Укрытие" и повышении сейсмичности на площадке ЧАЭС. Оценка устойчивости представляется актуальной для инженеров-строителей.

В процессе работ по ликвидации последствий аварии (ЛПА) на ЧАЭС, была выведена из эксплуатации большая часть строительных дренажей, а также осуществлены мероприятия,

© С. П. Джепо, Ю. И. Кубко, А С. Скальский, Б. Я. Осколков, А. В. Носовский, 1998

оказавшие воздействие на грунтовые воды: сооружение дамбы на Припятском затоне, вызвавшее повышение уровней воды; отсыпка дамб в пойменной части севернее площадки ЧАЭС, приведшая к изменению условий поверхностного стока талых и дождевых вод, и увеличению площади зеркала воды в оз. Азбучин; сооружение "стенки в грунте" и включение системы скважин вертикального дренажа; изменение условий эксплуатации полей фильтрации; снятие слоя загрязненного грунта вокруг ЧАЭС, приведшее к изменению условий питания грунтовых вод; бетонирование площадки ЧАЭС, приведшее к перераспределению поверхностного рока дождевых и талых вод; уменьшение водоотбора Припятским водозабором подземных вод.

Практически все упомянутые мероприятия по ЛПА проводились директивными методами без должного гидрогеологического обоснования. Поэтому ретроспективная (эпигнозная) оценка методами математического моделирования мероприятий по ЛПА,

влияющих на гидрогеологические условия в районе ЧАЭС, по нашему мнению, является актуальной как с позиции накопления опыта действий в неординарных обстоятельствах, так и для обоснования перспективных природоохранных мероприятий, необходимость в которых возникает в связи с планируемым выводом ЧАЭС из эксплуатации. Математическое моделирование, наряду с натурными исследованиями, является эффективным методом, позволяющим произвести необходимые оценки.

ЦЕЛЬ

Целями исследований являлись: гидрогеологическая оценка с помощью математического моделирования некоторых мероприятий по ЛПА, проведенных в 1986-1994 гг.; уточнение современных условий формирования грунтовых вод в районе площадки ЧАЭС, позволяющее определить наиболее вероятные направления движения грунтовых вод *в* районе промплощадки ЧЭАС и охарактеризовать ожидаемую миграцию стронция-90 в подземной среде; совершенствование математических моделей для прогнозирования изменений гидрогеологических условий и обоснования мероприятий природоохранного и: водохозяйственного характера, связанных как с эксплуатацией ЧАЭС, так и с выводом ее из эксплуатации.

МЕТОД

Для решения эпигнозных и прогнозных задач в Отделе мониторинга геологической среды (ОМГС) Института геологических наук разработаны гидрогеологические фильтрационные модели района исследований регионального, локального и объектного масштабов. Они учитывают фильтрацию в безнапорном водоносном горизонте четвертичных отложений и в напорных водоносных горизонтах в эоценовых и меловых отложениях. Фильтрационные модели реализованы в численном виде с помощью программы Ground Water Elow Simulation (GWFS) СП "Геософт" г. Москва.

Региональная фильтрационная модель включает в себя зону обязательного отселения и Зону отчуждения, выделенных согласно Закону Украины о правовом статусе территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на ЧАЭС. Дискретный шаг расчетной сетки региональной модели по пространству составляет 3 км.

Фильтрационную модель Зоны отчуждения дополняет локальная фильтрационная модель 10-15 км зоны вокруг ЧАЭС, дискретный шаг расчетной сетки которой составляет 500 м. Локальная модель, по внешней границе которой для грунтовых вод можно обосновать гидрогеологические граничные условия I или II рода, выбрана с учетом водосборных площадей водотоков 1-4 порядков по отношению к р. Припять. Для водоносного горизонта в эоценовых отложениях на границах локальной модели задаются значения напоров, обоснованные по результатам моделирования на региональной модели.

Наиболее детальная фильтрационная модель охватывает территорию вблизи ЧАЭС, где ощутимо влияние существующих техногенных факторов, а также предполагается создание различных гидротехнических сооружений, связанных с объектом "Укрытие" и осуществление водоохранных мероприятий. Расчетная сетка модели неравномерная: минимальный шаг по пространству 125 м, максимальный 250 м. Наиболее детально, с дискретным шагом разбивки по осям *X* и *Y* - 125 м, выделена территория в радиусе 1-3 км от ЧАЭС. Фильтрационная модель включает в себя два водоносных горизонта: безнапорный в четвертичных отложениях и напорный в отложениях эоцена, разделенных слоем киевских мергелей. Природными границами для безнапорного водоносного горизонта в пределах участка исследований служат: на северо-востоке и востоке р. Припять с Припятским и Семиходовским затонами, водоем-охладитель. С северо-запада и юга модель ограничена линиями тока грунтовых вод, выделенным по данным режимных наблюдений и результатам эпигнозного моделирования гидрогеологических условий на локальной модели. С юго-запада граница модели проведена по линии сочленения Чистогаловской гряды и террасы, где сохраняется практически постоянный уровень грунтовых вод за счет их выхода на поверхность в понижениях рельефа.

Для водоносного горизонта в эоценовых отложениях на границах модели задаются значения напоров, обоснованные по результатам моделирования на локальной и региональной моделях.

Эпигнозное моделирование осуществлялось путем решения прямых задач по методу конечных разностей с использованием метода итераций (метод верхних релаксаций) для решения системы разностных уравнений. Отсутствие достоверных данных о расположении и режимах работы дренажей, режиме уровней воды в поверхностных водоемах и дополнительных источниках поступления воды с поверхности земли и из водонесущих коммуникаций в районе ЧАЭС не позволили выполнить решение прогнозных задач в условиях неустановившегося режима фильтрации. Поэтому они решались применительно к установившемуся режиму, что дало возможность выполнить оценку максимального влияния на гидрогеологические условия интересующих нас мероприятий, осуществленных при ЛПА.

Оценка скорости латеральной миграции стронция-90 проводилась на типовых профилях по схеме поршневого вытеснения с учетом коэффициента задержки (retardation factor - R), рассчитанного по данным натурных наблюдений за содержанием стронция-90 в подземных водах и водонасыщенных грунтах [1]. Для расчета коэффициента задержки исходными явились коэффициенты распределения, значения которых по нашим данным для водонасыщенных грунтов в ближней зоне ЧАЭС варьируют от 0,5 до 10 мл/г, причем статистическая плотность распределения величин ближе к минимальным значениям.

ЗАДАЧИ

Для реализации эпигнозного и прогнозного моделирования требуется восстановление на модели гидрогеологической обстановки на тот момент времени, который выбран эталоном для сравнения с результатами воздействия исследуемого мероприятия; в нашем случае это условия, зафиксированные осенью 1994 г. На этом этапе оценивается надежность заложенных в математическую модель параметров, с привлечением для ее оценки режимных наблюдений за уровнями подземных вод и поверхностных вод в водоемах и водотоках, а также балансовые расчеты.

На уточненных фильтрационных моделях можно ретроспективно оценить влияние на гидрогеологические условия на площадке ЧАЭС различных мероприятий:

сооружение дамб в районе оз. Азбучин и изменение условий поверхностного стока, приведшее к повышению уровня воды в оз. Азбучин на 1,5 м;

сооружение противофильтрационной "стенки в грунте" и эксплуатация системы скважин вертикального дренажа вдоль "стенки" со стороны ЧАЭС;

работа дренажей на площадке ЧАЭС, включая и строительные III очереди (вокруг машзала и вдоль каналов), и их влияние на уровни грунтовых вод, что соответствовало бы доаварийным условиям 1986 г.

Помимо эпигнозных, на модели решались прогнозные задачи по оценке влияния на гидрогеологические условия планируемых мероприятий при выводе ЧАЭС из эксплуатации, в частности, спуск воды в водоеме-охладителе.

Закономерным этапом исследований является оценка латеральных скоростей миграции стронция-90 в районе ЧАЭС. Для реализации этой задачи привлекаются откорректированные при восстановлении сложившихся гидрогеологических условий фильтрационные параметры и градиенты латеральной фильтрации грунтовых вод. Результаты расчетов могут быть положены в основу планирования дальнейших научных исследований, изысканий и обоснования природоохранных мероприятий.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Восстановленные на фильтрационной модели уровни подземных вод осенью 1994 г., сложившиеся под влиянием существующего комплекса природно-техногенных условий, представлены на рис. 1. Сравнение прогнозных уровней грунтовых вод с замеренными по наблюдательным скважинам в районе ЧАЭС показало их хорошую сходимость. Отмеченные несовпадения уровней по отдельным фрагментам территории станции в сентябре 1995 г. не превышают 0,1-0,15 м. Их можно объяснить проявлением сезонных колебаний уровней в областях разгрузки, которые в течение 1994 г. достигали 0,4 м на водоеме-охладителе и 0,8 м

- на оз. Азбучин, а также колебаниями уровней в областях питания, где амплитуда их колебаний в течение года составила. 0,8 м. Сезонные колебания уровней в областях питания и разгрузки не моделировались.

59

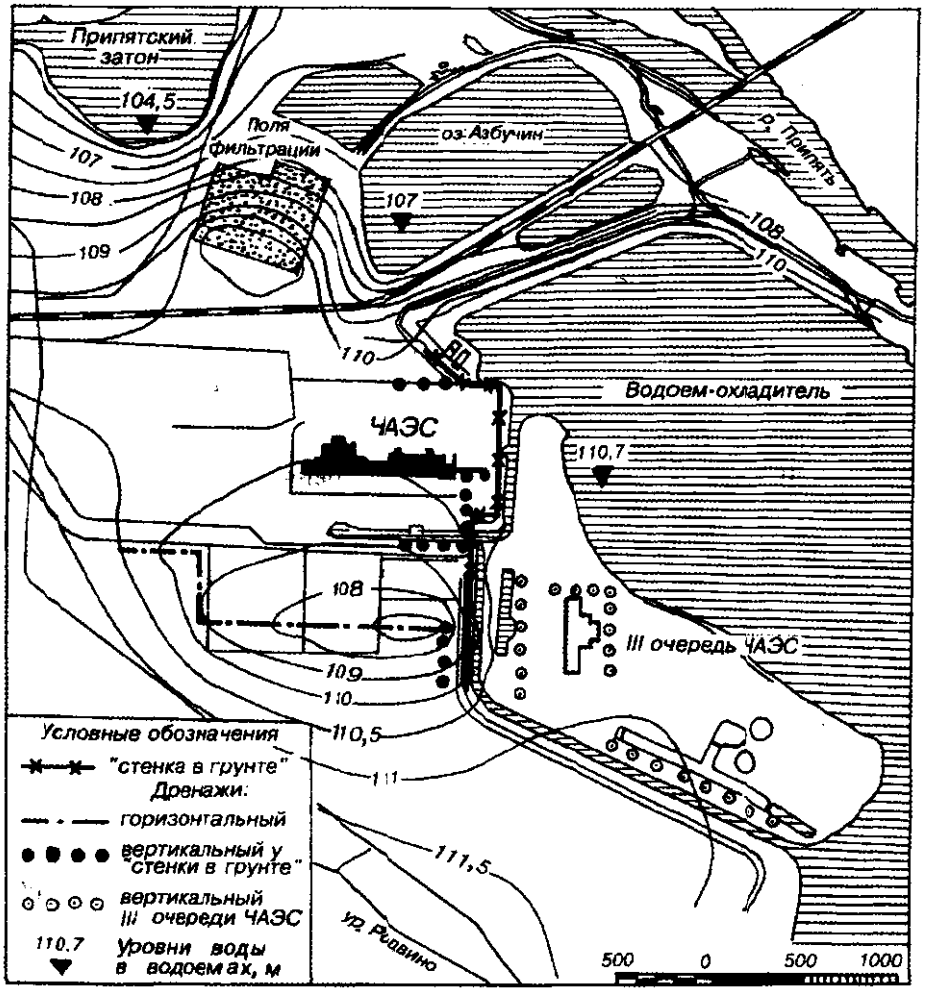


Рис. 1. Распределение уровней грунтовых вод в ближней зоне ЧАЭС в существующих условиях (по данным эпигнозного моделирования для условий 1994 г, ОМГС ИГН НАНУ, 1995 г.)

Расходы грунтовых вод, полученные в результате решения эпигнозной задачи, для горизонтального дренажа ЧАЭС составили 2000 м^3/сут, а потери на полях фильтрации - 2500 м^3/сут. Эти величины близки к реальным и подтверждаются затратами электроэнергии насосным оборудованием для перекачки воды на указанных объектах. Балансовые составляющие для грунтовых вод (инфильтрационное питание варьирует от 80 до 200 мм/год, а разгрузка грунтовых вод в гидрографическую сеть в районе Припятский затон-железнодорожный мост составляет 8,4 тыс. м^3/сут) правдоподобны, что подтверждает адекватность модели для 10-15 км и 1-3 км зоны вокруг ЧАЭС сложившимся современным гидрогеологическим условиям.

Грунтовые воды в районе ЧАЭС разгружаются в пойменные водоемы в районе оз. Азбучин и в водоем-охладитель, а также в горизонтальный дренаж. Действительные скорости движения грунтовых вод (расчет производился при значении действительной пористости, равной 0,25) на наиболее характерных участках площадки ЧАЭС, в том числе и в районе объекта "Укрытие", изменяются от 30 до 40 м/год. При вероятном значении Kd стронция-90 1 мл/г (R=7), действительная скорость его миграции оценивается

60

значением 4,3-5,7 м/год, т. е. время миграции стронция-90 подземным путем собственно от объекта "Укрытие" до пойменных водоемов может составить 175-200 лет. В 100-140 лет оценивается время миграции стронция-90 от объекта "Укрытие" до горизонтального дренажа

ЧАЭС в районе ОРУ-750. Однако, полученные ориентировочные результаты следует уточнить после выяснения условий взаимосвязи с грунтовыми водами, как подводящего канала (степень несовершенства, фильтрационные потери), так и условий обводнения самого объекта "Укрытие". Следует добавить также, что при решениях не оценивалась возможность переноса загрязненных вод по заброшенным кабельным каналам и системам ливневой канализации и другим техногенным полостям вблизи объекта "Укрытие".

Влияние изменения условий поверхностного стока на пойме р. Припять в районе оз. Азбучин оценивалось путем сопоставления варианта решения эпигнозной задачи для исходных условий (1994 г.) с вариантом решения, в котором уровни в оз. Азбучин на 1,5 м ниже, чем сейчас (1992 г.). Наибольшее влияние повышения уровня в оз. Азбучин сказалось на северной части площадки ЧАЭС, где уровни грунтовых вод повысились на 0,5-0,6 м. На южной части площадки. ЧАЭС повышение уровней не превысило 0,2 м. Отметим, что сопоставление уровней производилось на фильтрационной модели, которая учитывала глиняную "стенку в грунте" (в обоих вариантах решения "работа" вертикального дренажа у "стенки в грунте" не моделировалась). При этом основные направления движения грунтовых вод в районе площадки ЧАЭС сохранились.

Эпигнозные уровни грунтовых вод при работе системы скважин вертикального дренажа, расположенных у "стенки в грунте", представлены на рис. 2. Наибольшие прогнозные понижения приурочены к юго-восточной части площадки ЧАЭС, севернее ОРУ-330, где по сравнению с существующими, они достигают 6-6,6 м. Меньшие понижения (до 3-4 м) характеризуют северо-восточную часть площадки ЧАЭС и территорию южнее ОРУ-330. По сравнению с существующим, отмечается изменение направления движения грунтовых вод на севере и западе площадки ЧАЭС. К сформировавшейся в результате работы скважин вертикального дренажа депрессионной воронке на восточной части площадки ЧАЭС будут перемещаться грунтовые воды с востока - со стороны водоема-охладителя, с запада - со стороны стройбазы, с севера - со стороны пожарного депо и юго-запада - со стороны новой стройбазы (см. рис. 2). При работающих скважинах вертикального дренажа прогнозные водопритоки к депрессионной воронке со стороны водоема-охладителя меньше, чем со стороны стройбазы. Сравнение полученной эпигнозной карты гидроизогипс с данными фактических замеров уровней грунтовых вод по режимным скважинам в районе площадки ЧАЭС в 1991 г. показывает их несовпадение на отдельных участках. На северо-восточной окраине площадки ЧАЭС оно достигает 1-1,5 м, а на северной части ОРУ-330 - до 3-4 м. Эти несовпадения уровней могут быть вызваны различными причинами. Во-первых, на модели реализовывался установившийся режим фильтрации при работе всех скважин вертикального дренажа с одинаковым расходом, равным паспортной характеристике установленных в них насосов. Во-вторых, при работе скважин вертикального дренажа возможно увеличение фильтрационных потерь из подводящего канала и концевой части дюкера,

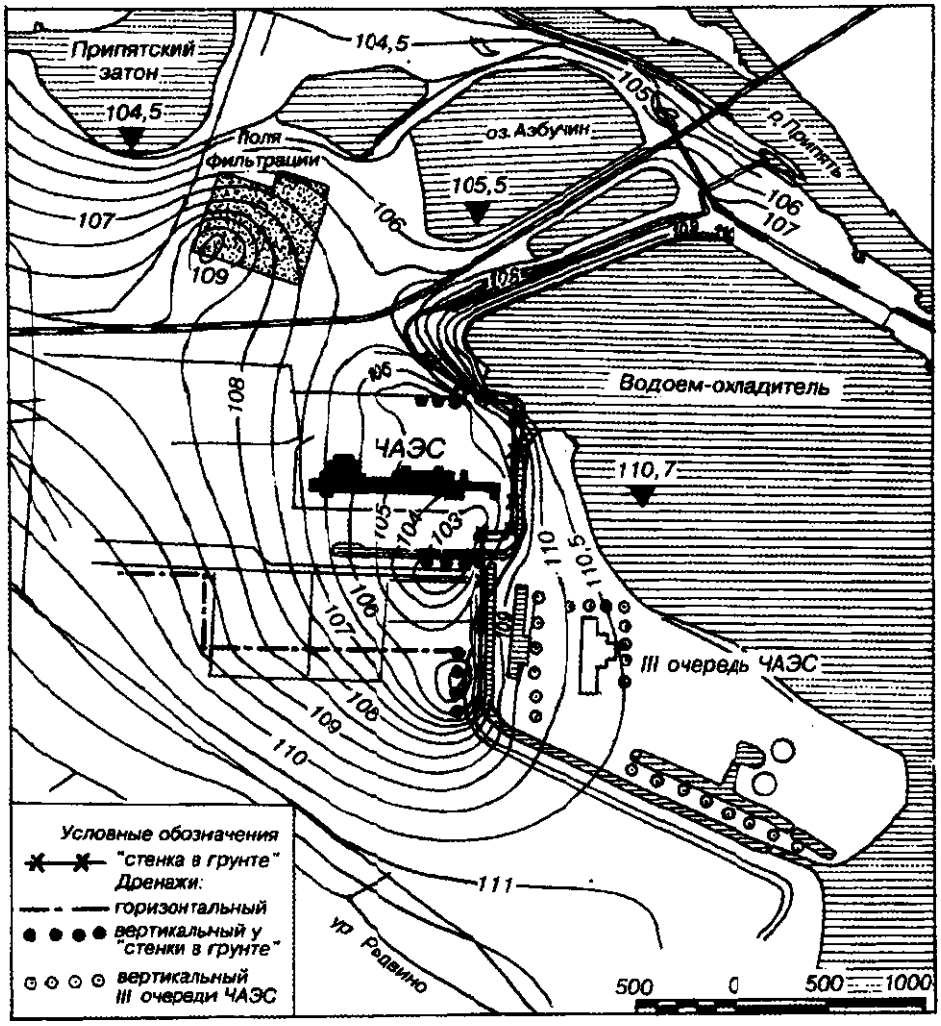


Рис. 2 Распределение уровней грунтовых вод в ближней зоне ЧАЭС при работе вертикального дренажа, "стенки в грунте" для условий 1991 г. (по данным эпигозного моделирования, ЛМГС ИГН НАНУ, 1995 г.)

что из-за отсутствия исходной информации не могло быть реализовано при моделировании. В-третьих, по всей видимости, "стенка в грунте" неоднородна по фильтрационной проводимости, а имеющиеся по ее длине разрывы, при принятой на модели дискретности по площади, не могут быть достаточно подробно реализованы. При наличии отмеченных различий между фактическими и эпигнозными уровнями грунтовых вод на модели, в целом, были воспроизведены направления движения грунтовых вод к депрессионной воронке, расположенной в восточной части площадки ЧАЭС. В установившемся режиме фильтрации работа всех существующих скважин вертикального дренажа сформирует на площадке ЧАЭС условия, при которых к ней будут двигаться грунтовые воды со смежных участков, а движение грунтовых вод от ЧАЭС в сторону р. Припять и водоемов в ее пойме полностью прекратить (либо значительно сократится по сравнению с существующим).

Гипотетические максимальные понижения грунтовых вод (рис. 3) моделировались при работе всех дренажей на площадке ЧАЭС, и III очереди строительства

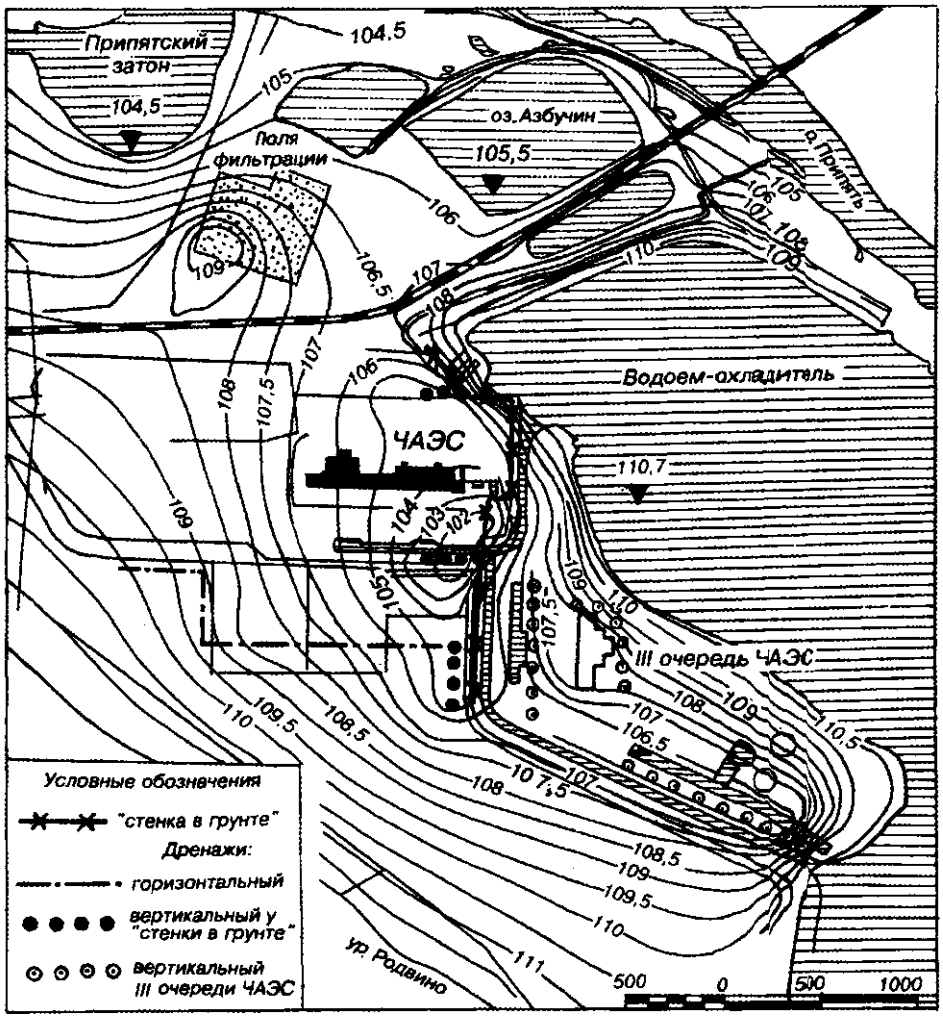


Рис. 3. Распределение уровней грунтовых вод в ближней зоне ЧАЭС при работе всех систем дренажей (по данным эпигнозного моделирования, ОМГС ИГН НАЛУ, 1995 г.)

(включая дренажи вокруг машзала и вдоль "стенки в грунте" и горизонтальный - южнее ОРУ-750). В моделируемых условиях изменились направления движения грунтовых вод на площадке строительства III очереди. В рассматриваемом варианте эпигноза отмечаются понижения грунтовых вод на 3-5 м вдоль отводных каналов и в районе машзала III очереди. К вытянутой депрессии у каналов перемещаются грунтовые воды с юго-запада и со стороны водоема-охладителя (см. рис. 3). Обратим внимание, что "противофильтрационное" влияние "стенки в грунте" наиболее заметно проявляется именно при работе дренажей - горизонтального и III очереди, задерживая поток грунтовых вод со стороны водоема-охладителя, оно способствует большим понижениям уровней на площадке ЧАЭС.

При работе всех систем дренажей скорости латерального движения грунтовых вод на площадке ЧАЭС увеличатся по сравнению с существующими примерно в 3 раза и достигнут 0,3 м/сут; при этом скорость латеральной миграции стронция-90 достигнет 14-20 м/год.

В качестве примера возможности использования созданной модели для обоснования природоохранных мероприятий при выводе ЧАЭС из эксплуатации мы реализовали один из возможных сценариев, в котором предусматривается снижение уровня

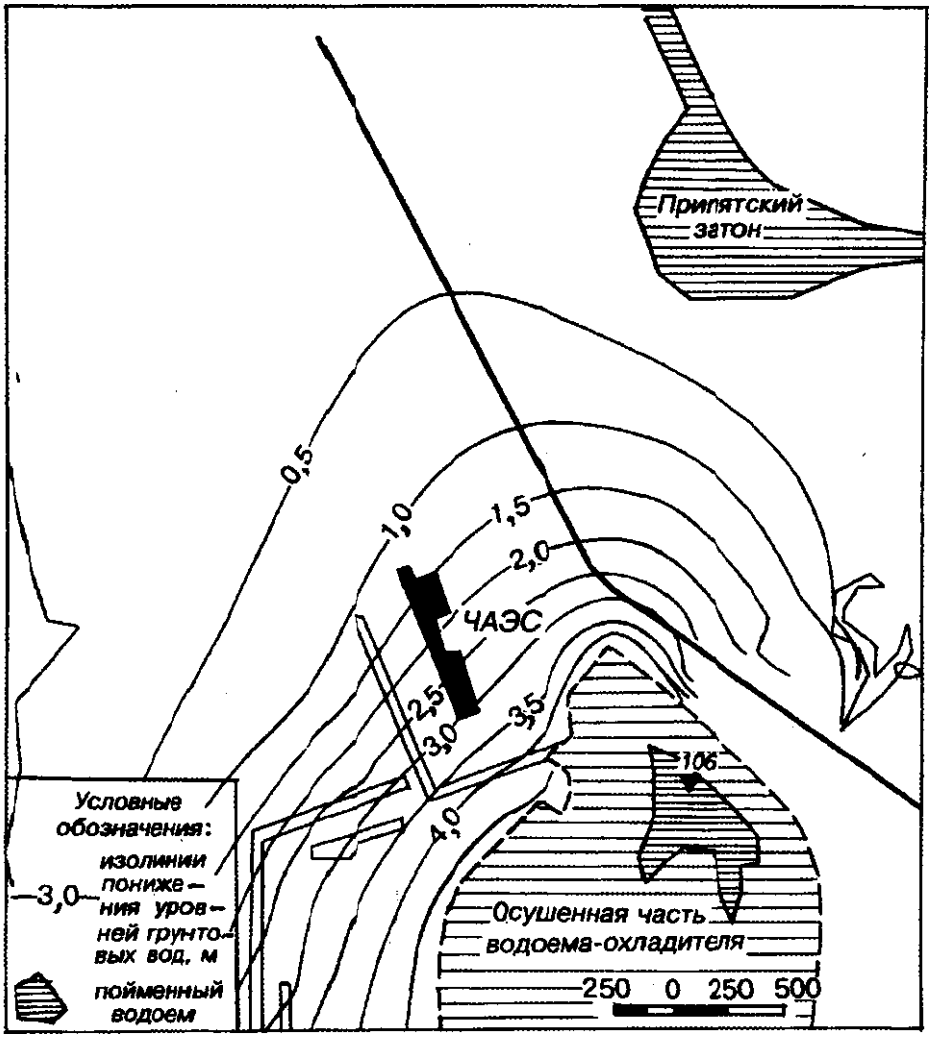


Рис. 4 Прогнозные понижения уровней грунтовых вод при осушении водоема-охладителя (моделирование ЛМГС ИГН НАНУ, 1995 г.)

воды в водоеме-охладителе. Ранее нами было установлено, что в этом случае на акватории водоема-охладителя останутся отдельные, приуроченные к наиболее глубоким его частям, изолированные водоемы. Результаты прогнозов приведены на рис. 4. На площадке ЧАЭС прогнозные понижения уровней грунтовых вод могут составить от 3,5-4 м на восточной части, до 1,5 м на западной. Абсолютные отметки уровня грунтовых вод ожидаются от 107 м БСВ на северо-восточной окраине площадки, до 109 м на юго-западной. Со стороны площадки ЧАЭС грунтовые воды будут двигаться преимущественно на северо- восток и разгружаться в пойменный водоем в осушенной части водоема-охладителя. С северо-западной окраины площадки ЧАЭС грунтовые воды могут двигаться в сторону оз. Азбучин. Ожидаемые градиенты грунтовых вод от 0,002 до 0,003, а действительные скорости движения грунтовых вод - 29-44 м/год.

64

ВЫВОДЫ

Проведенные на фильтрационных моделях Зоны отчуждения исследования показали, что модели адекватно отражают существующие гидродинамические условия и способны, с достаточной для обоснования отдельных мероприятий точностью, обеспечить необходимые прогнозы. Это обстоятельство служит основой для включения моделирующего блока в геоинформационную систему, разрабатываемую в настоящее время для ЧАЭС. Выполненные эпигнозные оценки влияния отдельных гидротехнических мероприятий на гидрогеологические условия в районе ЧАЭС могут являться основой для принятия решений по водохозяйственной и природоохранной деятельности.

Из известных мероприятий, изменение уровней воды в оз. Азбучин наименьшим образом влияет на направление движения грунтовых вод на площадке ЧАЭС, а ожидаемые здесь изменения уровней грунтовых составят 0,1-0,6 м.

Включение дренажей может вызвать существенное переформирование направления потока грунтовых вод. Под их воздействием на площадке ЧАЭС сформируются депрессионные воронки, а уровни грунтовых вод снизятся до 3-5 м по сравнению с существующими. К этим воронкам будут двигаться грунтовые воды с соседних участков территории. Учитывая степень загрязнения грунтовых вод радионуклидами, вариант включения в работу дренажей потребует решения вопроса об утилизации откачиваемых грунтовых вод.

Для последующих исследований в районе ЧАЭС с помощью фильтрационных моделей потребуется уточнение местоположения и режимов работы водонесущих коммуникаций, организация наблюдений за водоотбором из дренажных сооружений, определение фильтрационных потерь из каналов, утечек из водонесущих коммуникаций, оценка фильтрационных свойств "стенки в грунте", систематические наблюдения за уровнями воды в поверхностных водоемах и т. д. - т. е. обеспечение информацией, необходимой для повышения точности модели, требующейся для обеспечения оценок предлагаемых природоохранных мероприятий в условиях неустановившегося режима фильтрации.

1. *Patterson R.I., Spoel T.* Laboratory measuriments of the strontium distribution coefficient Kd for sediment from shellow sand aquifer // Wat. Res. Research. - 1981. - vol. 17. N 3 - P. 513-520.

Институт геологических наук Национальной Академии наук Украины, Киев,
Производственное объединение Чернобыльская атомная электростанция, Чернобыль

Поступила 10.06.97

65
УДК 550.424.4

В. В. Долін

ОСНОВНІ ПЕДОХІМІЧНІ ПАРАМЕТРИ, ЯКІ ВИЗНАЧАЮТЬ НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ДО ТРОФІЧНИХ ЛАНЦЮГІВ У ЛАНДШАФТАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Методом кореляційного аналізу визначено основні параметри ґрунтового поглинального комплексу, які впливають на мобілізацію і фіксацію радіонуклідів у ґрунтах, надходження *їх* до трофічних ланцюгів. Утворення водорозчинних і обмінних форм ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах, накопичення їх у фітомасі, визначається гідролітичною кислотністю, сумою обмінних основ, кількістю органічного С і обмінного Cl. Підвищення значень цих показників може спричинити зростання надходження продуктів поділу до рослинності наземних екоценозів. Зменшення кількості обмінних форм К і Са у ґрунтах стосовно їх фіксованих форм, а також підвищення кількості обмінною Mg має призвести до уповільнення міграційних процесів.

Серед чинників, що визначають міграційну здатність радіонуклідів у ґрунтах, найголовнішим є форма надходження забруднювачів до навколишнього середовища. Територія ближньої (10-кілсметрової) зони ЧАЕС переважно забруднена так званими гарячими частинками паливного походження. Ці утворення малорозчинні в ґрунтових розчинах, тому в перші роки після Чорнобильської катастрофи міграція радіонуклідів відбувалася, в основному, за механізмом лесиважу, а розподіл продуктів поділу по ґрунтовому профілю задовільно описувався логнормальним законом.

Внаслідок тривалих процесів біогеохімічної деструкції та дифузії, які здебільшого підлягають кінетичним законам, радіонукліди вивільнюються з частинок і включаються в процеси біогеохімічної міграції. Швидкість вивільнення радіонуклідів за рахунок дифузії в частинках приблизно вдвічі нижча за швидкість їх мобілізації в природних торф'яних ґрунтах (табл. 1). Проте процес мобілізації радіонуклідів у дерново-підзолистих ґрунтах відбувається переважно за рахунок дифузії в частинках, що свідчить про низьку здатність цих ґрунтів до біогеохімічної деструкції частинок.

Подальша трансформація форм радіонуклідів після вивільнення з частинок протікає значно швидше - більш як у 100 разів (табл. 1) і супроводжується іммобілізацією - фіксацією в ґрунтовому поглинальному комплексі (ГПК). Швидкість цих процесів визначається

безпосередньо фізико-хімічними властивостями ҐПК, основними з яких є pH, сума обмінних основ (ємність катіонного обміну), вміст гумусу,

Таблиця 1. Константи швидкості процесів, які визначають міграцію радіонукліду у ландшафтах ближньої донн ЧАЕС, $с^{-1}$

Константа	Тип ґрунту			
	Дерново-підзолистий		Торф'яно-болотний	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Швидкості дифузії [1]	$(6,3\text{-}9,7)10^{-9}$	$(3,3\text{-}4,0)\ 10^{-9}$	$1,2\cdot10^{-9}$	$5,3\cdot10^{-9}$
Швидкості мобілізації [2]	$6,1\cdot10^{-9}$	$6,1\cdot10^{-9}$	$9,8\cdot10^{-9}$	$9,8\cdot10^{-9}$
Швидкості трансформації обмінних форм [3]	$4,3\cdot10^{-97}$	$(8,7\text{-}19)\cdot10^{-7}$	$1,8\cdot10^{-6}$	$1,0\cdot10^{-6}$
Швидкості іммобілізації [2]	$5,4\cdot10^{-8}$	$6,3\cdot10^{-10}$	$7,9\cdot10^{-8}$	$1,1\cdot10^{-8}$

© В. В. Долін, 1998

глини і мінералогічний склад. Ці параметри визначають захисні властивості ґрунтів до техногенної дії, внаслідок якої токсиканта надходять до навколишнього середовища.

З метою визначення фізико-хімічних властивостей ҐПК, що безпосередньо впливають на надходження радіонуклідів до трофічних ланцюгів, проведено аналіз кореляції між вмістом продуктів поділу і стабільних токсикантів у ґрунтах науково-дослідних полігонів Зони відчуження, ґрунтових витяжках, лучній рослинності, фізико-хімічним і мінералогічним складом ґрунтів, коефіцієнтами накопичення радіонуклідів і стабільних елементів у фітомасі, кінетичними константами швидкості мобілізації і фіксації радіонуклідів. Порівняння проводили для опосередкованих 5-сантиметровий шарів трьох дерново-підзолистих і трьох торф'яно-болотних ґрунтів полігонів "Копачі" і "Чистогалівка".

Залежності між вмістом радіонуклідів, токсичних елементів і їх міграційних форм в елементах екосистем дослідних полігонів визначалися як взаємозв'язок між двома чисельними послідовностями Xi та Yi (i - номер проби) за допомогою формули коефіцієнта парної кореляції [4]:

$$R = \frac{\overline{XY} - \overline{X}\,\overline{Y}}{DxDy},$$

де $Dx=M(X-Mx)^2=-(1/N)\Sigma[Xi-(1/N)\Sigma Xi]^2$, $Dy=M(Y-My)^2=-(1/N)\Sigma[Yi-(1/N)\Sigma Yi]^2$ - дисперсії (середні квадратичні відхилення X і Y); $\overline{XY} = (1/N)\ \Sigma\ XiYi$ - середні добутки; $\overline{X} = Mx = (1/N)\ \Sigma\ X_i$, $\overline{Y} = My = (1/N)\ \Sigma\ Y_i$ - вибіркові середні значення (математичні очікування).

Фізичний зміст коефіцієнта кореляції полягає в визначенні подібності залежностей, наприклад, якщо знак коефіцієнта кореляції ($K_{кор}$) між двома параметрами додатний, то при збільшенні одного з параметрів слід очікувати збільшення другого, і, навпаки, від'ємне значення $K_{кор}$ свідчить про очікуване зниження одного з параметрів при підвищенні іншого.

Оскільки ґрунт - надзвичайно складна система, в якій особливу роль грає взаємний вплив всіх педохімічних параметрів, то такий підхід дозволяє визначити основні характеристики ґрунту, що впливають на міграцію як продуктів поділу урану, так і неізотопних забруднювачів, а також надходження їх у наземні екосистеми.

Слід, однак, відзначити, що пряме визначення параметризаційних залежностей включає в себе кореляцію між величинами, які співпадають зовсім випадково. Тому при аналізі кореляційних результатів ми враховуємо дані інших дослідників, а також повторюваність результатів. У подальших дослідженнях буде напрацьована досить об'ємна база даних, яка дозволить відкинути випадкові залежності.

Результати кореляційного аналізу, проведеного більш як по 320 параметрах, визначених у 6 точках Зони відчуження, узагальнені в табл. 2.

Основними геохімічними параметрами, що відповідають вмісту радіонуклідів у ґрунтах і визначають утворення водорозчинних і обмінних форм, є гідролітична кислотність,

сума обмінних основ, вміст органічного вуглецю і обмінного хлору ($К_{кор}$=0,9-1,0). Меншою мірою спостерігається вплив обмінного калію ($К_{кор}$=0,5-0,65), водорозчинних форм фосфору.

Таблиця 2. Кореляційні зв'язки між основними радіоекологічними і педогеохімічними характеристиками екоценозів Зони відчуження

Параметр	Коефіцієнт кореляції							
	Додатні значення				Від'ємні значення			
	0,5—0,65	0,65—0,75	0,75—0,85	0,85—1	—1... —0,85	—0,85...—0,75	—0,75...—0,65	—0,65...—0,5
Валовий вміст ^{137}Cs у ґрунтах	K(e)	P(w)	Ni(s), S(w), ^{137}Cs(p), ^{90}Sr(p), K_n(S)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Zn(s), Rb(s), Si(w), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{90}Sr(s), ^{137}Cs(w), ^{137}Cs(e), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(m), K_n(Mn), K_n(Mg)	Mg(e)	—	—	pH(e), Ti(s)
Вміст водорозчинних форм ^{137}Cs у ґрунтах	K(e)	P(w)	Ni(s), S(w), ^{137}Cs(p), K_n(S)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Zn(s), Rb(s), Si(w), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{137}Cs(s), ^{90}Sr(s), ^{137}Cs(e), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(m), ^{90}Sr(p), K_n(Mn), K_n(Mg), K_n(Cl)	Mg(e), Si(s)	—	—	pH(e), Ti(s)
Вміст обмінних форм ^{137}Cs у ґрунтах	K(e)	P(w)	Ni(s), S(w), ^{137}Cs(p), K_n(S), K_n(Cl)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{90}Sr(s), ^{137}Cs(s), ^{137}Cs(w), ^{90}Sr(m), ^{90}Sr(p), K_n(Mn), K_n(Mg)	Mg(e)			pH(e), Ti(s)
Відношення вмісту обмінних форм ^{137}Cs до водорозчинних	—	Ni(w), Al(p), Cl(p), Rb(p)	Pb(s), As(w), Br(w), K_n(As), K_n(Rb)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(s), Ca(s), Fe(w), Pb(w), ^{90}Sr(e), ^{90}Sr(e/w), ^{137}Cs(w)%, ^{137}Cs(e)%, ^{90}Sr(e)%, Fe(p), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	K(e)	—	Zn(s), S(w)
Вміст водорозчинних форм ^{137}Cs, % до валового вмісту в ґрунті	—	As(w), Al(p), Cl(p), Rb(p)	Ni(w), K_n(As), K_n(Rb)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(s), Ca(s), Pb(s), Fe(w), Br(w), Pb(w), ^{137}Cs(e/w), ^{90}Sr(e/w), ^{137}Cs(e)%, ^{90}Sr(e)%, Fe(p), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	K(e)	—	pH(e)
Вміст обмінних форм ^{137}Cs, % до валового вмісту у ґрунті	—	As(w)	Ni(w), Al(p), Fe(p), K_n(Rb)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(s), Ca(s), Pb(s), Fe(w), Br(w), Pb(w), ^{137}Cs(e/w), ^{90}Sr(e), ^{90}Sr(e/w), ^{137}Cs(w)%, ^{90}Sr(e)%, Cl(p), Rb(p), K_n(As), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	K(e)	—	pH(e)
Вміст мобільних форм ^{137}Cs у ґрунті	—	Na(e), Ca(e)	Cu(s), K(p), Sr*(p)	K(e)/K(s), Fe(s), Mg(s), ^{90}Sr(w)%, ^{137}Cs/^{90}Sr(s), ^{137}Cs/^{90}Sr(m), k_2(^{90}Sr), P(p), K_n(Na)	—	Mg(w)	—	Al(s), Si(w)
Валовий вміст ^{137}Cs у рослинності	K_n(Mn)	Rb(s), Ca(w), P(w), Cl(w), Sr*(w), ^{90}Sr(p),	ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Zn(s), Na(w), S(w), Cu(w), Zn(w), ^{137}Cs(s),	H^+, Ni(s), Si(w), K_n(Mg)	—	Mg(e)	—	K(e)/K(s), Ti(s), Mn(w),

		K_n(S)	^{90}Sr(s), ^{137}Cs(w), ^{137}Cs(e), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(m), K_n(Cl)					K_n(Cu), K_n(Rb)
Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs рослинністю	Ca(e), Cl(w)	pH(w), K_n(Si)	Sr*(s)	Mn(s), P(s), k_1, k_2(^{137}Cs), Si(p), Br(p), K_n(Zn)	—	—	—	—
Валовий вміст ^{90}Sr у ґрунті	K(e)	P(w)	Ni(p), S(w), ^{137}Cs(p), ^{90}Sr(p), K_n(s)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Zn(s), Rb(s), Si(w), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{137}Cs(s), ^{137}Cs(w), ^{137}Cs(e), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(m), K_n(Mn), K_n(Mg), K_n(Cl)	Mg(e)	—	pH(e)	Ti(s)
Валовий вміст водорозчинних форм ^{90}Sr у ґрунті	K(e), Mg(w)	Ni(s), K_n(s)	Si(w), P(w), S(w), ^{137}Cs(p)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Zn(s), Rb(s), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{137}Cs(s), ^{137}Cs(w)%, ^{137}Cs(e)%, ^{90}Sr(s), ^{90}Sr(e), ^{90}Sr(e/w), ^{90}Sr(e)%, ^{90}Sr(p), Cl(p), Rb(p), K_n(Cl)	Mg(e)	—	—	pH(e), Ti(s), Al(s), K_n(Cu)
Валовий вміст обмінних форм ^{90}Sr у ґрунті	—	K_n(Rb)	K_n(As)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(e), Ca(s), Pb(s), Fe(w), Ni(w), Br(w), Pb(w), ^{90}Sr(e/w), ^{90}Sr(e)%, ^{137}Cs(e/w), ^{137}Cs(w)%, ^{137}Cs(e)%, Al(p), Fe(p), Cl(p), Rb(p), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	—	K(e), pH(e)	—
Відношення вмісту обмінних форм ^{90}Sr до водорозчинних	—	As(w)	Ni(w), Al(p), Cl(p), Rb(p), K_n(Rb)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(e), Ca(s), Pb(s), Fe(w), Pb(w), ^{90}Sr(e), ^{90}Sr(e)%, ^{137}Cs(e/w), ^{137}Cs(w)%, Fe(p), K_n(As), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	K(e)	—	pH(e)
Вміст водорозчинних форм ^{90}Sr, % до валового вмісту у ґрунті	pH(e), Mg(w), Sr*(p)	Na(e), Ca(e), K(p)	Cu(s), K_n(Na)	K(e)/K(s), Fe(s), Mg(s), ^{137}Cs(m), ^{137}Cs/ ^{90}Sr(s), ^{137}Cs/ ^{90}Sr(m), k_2(^{90}Sr), P(p)	—	—	—	Pb(s), Si(w), Al(w), Br(w), K_n(Cu)
Вміст обмінних форм ^{90}Sr, % до валового вмісту в ґрунті	—	K_n(Rb)	Ni(w), As(w), Br(w), Al(p), Cl(p), Rb(p), K_n(As)	P_2O_5, Ca(e)/Ca(s), K(e)/Ca(e), Ca(s), Pb(s), Fe(w), Pb(w), ^{90}Sr(e), ^{90}Sr(e/w), ^{137}Cs(e/w), ^{137}Cs(w)%, ^{137}Cs(e)%, Fe(p), K_n(As), K_n(Br), K_n(Sr*)	—	K(e)	—	pH(e)
Вміст мобільних форм ^{137}Cs у ґрунті	K(e)	P(w)	Ni(s), S(w), ^{137}Cs(p), K_n(S)	H^+, ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Zn(s), Rb(s), Si(w), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{137}Cs(s), ^{137}Cs(w), ^{37}Cs(e), ^{90}Sr(s), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(p), K_n(Mn), K_n(Mg), K_n(Cl)	Mg(e)	—	—	pH(e), Ti(s)

Параметр	Коефіцієнт кореляції							
	Додатні значення				Від'ємні значення			
	0,5–0,65	0,65–0,75	0,75–0,85	0,85–1	–1... –0,85	–0,85...–0,75	–0,75...–0,65	–0,65...–0,5
Валовий вміст ^{90}Sr у рослинності	Al(w), P(w), Br(w), Cl(p), Rb(p)	Ni(s), S(w), Ni(w), ^{137}Cs(p)	H^+, Zn(s), Si(w)	ΣE, Cl(e), $C_{орг}$, Si(s), Rb(s), Ca(w), Na(w), K(w), Cu(w), Zn(w), Sr*(w), ^{137}Cs(s), ^{137}Cs(w), ^{137}Cs(e), ^{90}Sr(s), ^{90}Sr(w), ^{90}Sr(m), K_n(Mn), K_n(Mg), K_n(S), K_n(Cl)	—	—	—	—
Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr рослинністю	Al(s)	K_n(Ca)	Ti(s), K(s), Mn(w)	S(s), As(s), Ti(p), Mn(p), Ca(p), K_n(Al), K_n(Fe)	—	—	Cl(w)	Mg(w), Ni(w), Rb(w), Sr*(p), K_n(S)
Відношення вмісту $^{137}Cs/^{90}Sr$ у ґрунті	—	Na(e), Ca(e)	Cu(s), Mg(w), K(p), Sr*(p)	K(e)/K(s), Fe(s), Mg(s), ^{90}Sr(w)%, ^{137}Cs(m), $^{137}Cs/^{90}Sr$(m), $k_2(^{90}Sr)$, P(p), K_n(Na)	—	—	—	Si(w)
Відношення вмісту мобільних форм $^{137}Cs/^{90}Sr$ у ґрунті	—	Na(e), Ca(e)	Cu(s), Mg(w), K(p), Sr*(p)	K(e)/K(s), Fe(s), Mg(s), ^{90}Sr(w)%, ^{137}Cs(m), $^{137}Cs/^{90}Sr$(s), $k_2(^{90}Sr)$, P(p), K_n(Na)	—	—	—	Si(w)
Константа мобілізації ^{90}Cs і ^{90}Sr (k_1) у ґрунті	pH(w), pH(e)	Al(s), Sr*(s)	K_n(Si), K_n(Zn)	Mn(s), P(s), $k_2(^{137}Cs)$, $K_n(^{137}Cs)$, Si(p), Br(p), As(p)	—	—	Mg(w)	Rb(s), K(w), Ni(w), Cl(p), Sr*(p), K_n(Mn)
Константа іммобілізації ^{90}Sr у ґрунті (k_2)	Na(e), Ca(e)	Mg(w), Sr*(p)	Cu(s), K(p)	K(e)/K(s), Fe(s), Mg(s), ^{90}Sr(w)%, ^{137}Cs(m), $^{137}Cs/^{90}Sr$(m), P(p), K_n(Na)	—	—	—	Si(w)
Константа іммобілізації ^{137}Cs у ґрунті (k_2)	Ca(e), Cl(w)	pH(w), K_n(Si)	Sr*(s)	Mn(s), P(s), k_1, $K_n(^{137}Cs)$, Si(p), As(p), Br(p), K_n(Zn)	—	—	—	—

Умовні позначення (s) - ґрунт; (e) - обмінні форми; (w) - водорозчинні форми; (m) - мобільні форми; (p) - рослинність; K_n - коефіцієнти накопичення елемента (радіонукліда) рослинності, в дужках - найменування елемента; H^+ - гідролітична кислотність; ΣE - сума обмінних основ; $C_{орг}$ - вміст органічного вуглецю; k_1 - константа мобілізації ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах; k_2 - константа іммобілізації радіонуклідів у ґрунтах; Sr* - стронцій стабільний.

Великі від'ємні значення $K_{кор}$ встановлені для обмінного магнію, з чого можна зробити припущення, що збільшення обмінних форм магнію в ґрунті буде уповільнювати .міграційні процеси. Про це свідчать також малі від'ємні значення $K_{кор}$ зі значеннями pH сольової витяжки.

Вміст ^{137}Cs, а також його водорозчинних і обмінних форм у ґрунтах відповідає вмісту кремнію, цинку, рубідію, водорозчинних форм кремнію, кальцію, натрію, калію, міді, цинку, стронцію стабільного, а також ^{90}Sr у ґрунтах, його водорозчинних і мобільних форм, коефіцієнтам накопичення марганцю, магнію і хлору в рослинності дослідних полігонів.

Відношення вмісту обмінних форм ^{137}Cs до водорозчинних, вміст водорозчинних і обмінних форм цього радіонукліда у відсотках до валового вмісту в ґрунтах корелюють з великими додатними значеннями $K_{кор}$ із вмістом P_2O_5, відношенням вмісту обмінного кальцію до загального, обмінною калію до загального кальцію, загальним вмістом кальцію в ґрунтах, вмістом водорозчинних форм заліза, відношенням вмісту обмінних форм ^{90}Sr до водорозчинних і до загального вмісту в ґрунті, коефіцієнтами накопичення стабільного стронцію в рослинності дослідних полігонів. Від'ємні значення $K_{кор}$ для цих параметрів проявляються із вмістом обмінного калік і значеннями pH сольової витяжки (табл. 2).

Вміст мобільних форм ^{137}Cs визначається співвідношенням вмісту обмінного калію і загального вмісту калію в ґрунті. Цей параметр також відповідає вмісту заліза і магнію в ґрунті, співвідношенням вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в ґрунті і у складі мобільних форм, вмісту фосфору, калію і стабільного стронцію в рослинності. Меншою мірою ($K_{кор}$=0,65-0,75) - вмісту обмінних форм натрію і кальцію в ґрунтах дослідних полігонів. Зі зворотним знаком досить висока кореляція спостерігається для водорозчинних форм магнію.

Значною мірою вміст ^{137}Cs у рослинності дослідних полігонів визначається гідролітичною кислотністю, меншою мірою на цей параметр впливають сума обмінних основ, кількість органічного вуглецю в ґрунті, ступінь забруднення ґрунту ^{137}Cs, вміст його обмінних і водорозчинних форм. При збільшенні кількості обмінного магнію і калію можливе зниження кількості ^{137}Cs у рослинності ($K_{кор}$ має від'ємні значення).

Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs рослинністю досліджених ділянок визначаються константами мобілізації і іммобілізації цього радіонукліда. Деякою мірою на підвищення накопичення може впливати збільшення обмінних форм кальцію, водорозчинних форм хлору і pH водної витяжки.

Вміст водорозчинних форм ^{90}Sr у ґрунті визначається значеннями гідролітичної кислотності, суми обмінних основ, обмінного хлору, органічного вуглецю, вмісту радіонукліда і його обмінних форм у ґрунті. Меншою мірою на нього впливає кількість обмінних форм калію і водорозчинних форм магнію, обмінний магній має великі від'ємні значення $K_{кор}$.

Вміст обмінних форм ^{90}Sr у ґрунті (абсолютний і відносний) і його відношення до вмісту водорозчинних залежить від в місту P_2O_5, відношення кількості обмінного кальцію до загального вмісту кальцію в ґрунті, відношення обмінних форм калію і кальцію. Отже, при зниженні обмінних форм калію і кальцію можливе збільшення в ґрунті кількості обмінного стронцію, що підтверджується від'ємним значенням $K_{кор}$ з кількістю обмінного калію. Аналогічним є вплив pH сольової витяжки.

Відносний вміст водорозчинних форм ^{90}Sr зростає при підвищенні обмінних форм калію стосовно його загального вмісту в ґрунті, константи іммобілізації ^{90}Sr, меншою мірою - обмінних форм натрію і кальцію, pH сольової витяжки.

Вміст мобільних форм^{90} Sr визначається гідролітичною кислотністю ґрунту, значенням суми обмінних основ, Сорт і обмінного хлору, активністю радіонукліда в ґрунті, меншою мірою - наявністю обмінного калію. Збільшення обмінного магнію, як і pH сольової витяжки, навпаки, має сприяти зниженню мобільного ^{90}Sr.

Вміст ^{90}Sr в рослинності дослідних полігонів залежить від загального забруднення ґрунту радіонуклідом, вмісту його водорозчинних і мобільних форм, водорозчинних форм стабільного стронцію, суми обмінних основ, кількості органічного вуглецю і обмінного

хлору, гідролітичної кислотності. Кількості ^{90}Sr і ^{137}Cs в рослинності корелюють між собою ($K_{кор}$= 0,65-0,75).

Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr рослинністю досліджених ділянок корелює з вмістом кальцію, титану, марганцю в рослинності, коефіцієнтами накопичення алюмінію, заліза, кальцію. Серед від'ємних значень $K_{кор}$ відзначаємо вміст стронцію стабільного в рослинності.

Відношення вмісту $^{137}Cs/^{90}Sr$ у ґрунті і у складі мобільних форм корелюють як між собою, так і з відношенням кількості обмінного калію до його валового вмісту в ґрунті, константою іммобілізації ^{90}Sr ($K_{кор}$=0,85-1,0), кількостями обмінних натрію і кальцію в грунті ($K_{кор}$=0,65-0,75).

Константи мобілізації (k_1) радіонуклідів у ґрунтах мають великі додатні значення $K_{кор}$ (0,85-1) з константами іммобілізації ^{137}Cs і визначають коефіцієнт накопичення цього радіонукліда рослинністю. Малі додатні значення $K_{кор}$ мають pH водної і сольової витяжок. Серед від'ємних значень $K_{кор}$ можна відзначити вміст стронцію стабільного в рослинності.

Константи іммобілізації (k_2) ^{90}Sr у грунті корелюють з відношенням кількості обмінних форм калію до його загального вмісту, відносними кількостями водорозчинних форм ^{90}Sr, відношенням кількостей мобільних форм $^{137}Cs/^{90}Sr$ ($K_{кор}$=0,85-1), кількістю стабільного стронцію в рослинності, кількостями обмінних натрім і кальцію ($K_{кор}$=0,5-0,75).

Константи іммобілізації (k_2) і мобілізації (k_1) ^{137}Cs корелюють між собою з великими додатними значеннями $K_{кор}$, що свідчить про досягнення рівноваги між утворенням мобільних і фіксованих форм радіонукліда. Значення цих констант значною мірою визначають надходження радіонукліда до рослинності.

Таким чином, виходячи з даних кореляційного аналізу, можна зробити ряд висновків.

1. Утворення водорозчинних і обмінних форм ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах визначається основними педохімічними характеристиками ґрунту: гідролітичною кислотністю, сумою обмінних основ, кількістю органічного вуглецю і обмінного хлору. Підвищення значень цих показників може призвести до збільшення швидкості мобілізації радіонуклідів.

2. Підвищення кількості обмінного магнію в грунтах і значення pH сольової витяжки має уповільнювати процеси мобілізації радіонуклідів.

3. Відношення кількостей обмінного кальцію до валового (Ca(e)/Ca(s)) та обмінного калію до обмінного кальцію (K(e)/Ca(e)) поряд із валовим вмістом радіонуклідів у ґрунті визначають утворення обмінних форм. Зменшення обмінних форм калію і кальцію в ґрунтах має призвести до уповільнення утворення обмінних форм радіонуклідів, а зменшення співвідношення обмінного калію до валового (K(e)/K(s)) - водорозчинних форм ^{90}Sr.

4. Вміст радіонуклідів у рослинності визначається не тільки валовим вмістом їх у ґрунті, а й кількістю мобільних форм. Великі додатні значення коефіцієнтів кореляції (0,8-0,9) встановлено між основними педохімічними характеристиками і вмістом радіонуклідів у рослинності. Підвищення значень гідролітичної кислотності, суми обмінних основ, кількостей органічного вуглецю і обмінного хлору може призвести до підвищення накопичення радіонукліда рослинністю.

5. Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs рослинністю визначаються константами мобілізації (k_1) і іммобілізації (k_2) радіонукліда. Для ^{90}Sr такої залежності не виявлено.

6. Велика додатна кореляція між константами мобілізації і іммобілізації ^{137}Cs у ґрунтах свідчить про досягнуту рівновагу міх процесами мобілізації і фіксації радіонукліда. Значення константи іммобілізації ^{90}Sr залежать від відносних кількостей водорозчинного нукліда, співвідношення мобільних форм $^{137}Cs/^{90}Sr$.

1. *Соботович Э. В., Долин В. В.* Механизм накопления миграционных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах ближней зоны ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської Зони відчуженні. - К.: Наук. думка, 1994. - Вып. 1. - С. 55-60.

2. *Бондаренко Г. Н, Кононенко Л. В.* Кинетика трансформации форм нахождения стронция-90 и цезия-137 в почвах //Минерал, журн. - 1996. - 18, № 3. - С. 48-57.

3. *Долін В. В.* Механізм утворення водорозчинних форм продуктів поділу в грунтах ближньої Зони ЧАЕС: Автореф. дис... канд. геол.-мінерал, наук. - К.: Укргипрониинефть, 1995. - 24 с.

4. *Корн Г., Корн Т.* Справочник по математике. - М.: Наука, 1976.

Мале науково-виробниче підприємство "Відродження", Київ

Одержано 10.03.97

УДК 550.424.4

В. В. Долін, А. І. Самчук, Г. М. Бондаренко

ЗАБРУДНЕННЯ РОСЛИННОСТІ ТИПОВИХ ЕКОЦЕНОЗІВ НАРОДИЦЬКОГО РАЙОНУ РАДІОНУКЛІДАМИ І ТОКСИЧНИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ

Надходження токсикантів з ґрунту в рослинність визначає забруднення трофічних ланцюгів. Задовго до Чорнобильської катастрофи територія Українського Полісся зазнала забруднення токсичними елементами техногенного походження. Їх концентрації в ґрунтах на декілька порядків перевищують вміст радіоактивних елементів. Досліджено видове і групове накопичення ^{134}Cs, ^{137}Cs і токсичних елементів рослинністю типових народицьких екоценозів. Рослинність оглеєних і болотних ґрунтів різниться властивістю підвищеного накопичення радіонуклідів цезію. Хімічний склад рослин є тим індикатором, який дозволяє судити про збереження ґрунтів, ландшафту та їх стійкість до техногенного впливу.

© В. В. Долін, А. І. Самчук, Г. М. Бондаренко, 1998

У складі рослинності є практично всі хімічні елементи Періодичної системи елементів Д. І. Менделєєва. Головними є макроелементи, що становлять 99,76 % маси рослин. Це O, C, H, N, Ca, P, S, K і Mg. Три з них - O, C, H - найрозповсюдженіші і становлять 98,5 %. На частку решти елементів, серед яких усі метали, припадає 0,24 %.

На поглинання рослинами хімічних елементів впливає більше 100 різноманітних чинників, які можна поділити на дві основні групи - фізіологічні і екологічні.

Перша група - внутрішні чинники - визначає залежність хімічного складу рослин від їх родової і видової належності, морфології, стадії розвитку і т. д. Ця група вивчається біологічними науками.

Друга група - зовнішні чинники - визначає залежність хімічного складу рослин від хімічного складу ґрунтів і ґрунтоутворювальних порід, ґрунтових розчинів і підземних вод, атмосферних опадів та інших джерел надходження хімічних елементів до рослин.

Таким чином, хімічний склад рослин формується за рахунок надходжень із зовнішнього середовища. Частина поживних речовин в рідкій і газоподібній формі може засвоюватися надземними органами - листям, гілками тощо. Проте основним джерелом харчування є ґрунти і ґрунтоутворювальні породи.

Загальний вміст хімічних елементів в ґрунті не дає уявлення про те, яка їх кількість може бути засвоєна рослинами. Для того щоб рослини могли їх засвоювати, хімічні елементи повинні бути у рухомій формі, тобто в іонній або іншій комбінованій формі, яка може бути видалена з ґрунту водною екстракцією; *у* вигляді легкозамінних іонів у органічних або неорганічних іонообмінних комплексах, які піддаються екстракції нейтральними солями; у вигляді зв'язаних іонів в обмінних комплексах, що екстрагуються слабкими кислотами; в органічних і оргадоміне- ральних комплексах у формі, яка може бути вилучена кислотами; у складі осадів оксидів або солей, з яких вони вилучаються сильними реагентами; фіксованими у вторинних (гіпергенних) мінералах.

Доступність хімічного елемента, що є в ґрунті в кожній з перелічених форм, для рослинності залежить від складу й кількості глинистих мінералів і органічної речовини в ґрунті, лужно-кислотних і окисно- відновних його властивостей, а також властивостей самого хімічного елемента.

Крім рухомих форм, надходження хімічних елементів в організм рослин може здійснюватися за рахунок активного контакту коренів з частинками і мінералами ґрунту, шляхом так званого контактного поглинання. Причому деякі дослідники вважають цей механізм важливішим, ніж живлення за рахунок водних розчинів.

Суть контактного поглинання полягає в обміні іонів водню органічних кислот, виділених коренями рослин, на іони металів. Інтенсивність поглинання іонів металів рослинами з твердої фази може змінюватися в сотні і тисячі разів. Залежить це від ряду чинників, зокрема, мінерального складу ґрунтів, величини зерен, характеру кореневої системи тощо. Зумовлено це тим, що коренева система рослинних організмів

характеризується величезними параметрами. Так, площа поверхні коренів озимого жита сягає 400 м^2, довжина - 1000 м. У багаторічних рослин ці параметри набагато більші.

Практикою встановлено відсутність прямої залежності між вмістом хімічних елементів в рослинах і їх концентрацією в живильному середовищі. Особливо це характерно для мікроелементів.

74

А. П. Виноградов виділяє два типи накопичення.

1. Групове, коли всі рослини в межах провінції з високим вмістом металу в ґрунтах накопичують його в підвищених кількостях.

2. Селективне видове, або, частіше, родове, коли окремий вид або рід рослинності у найрізноманітніших умовах вирощування завжди містить підвищену кількість визначеного металу порівняно з сусідніми видами (родами). Так, широко відома галмейна флора, яка концентрує цинк, астрагали, які накопичують селен, та ін.

При груповому накопиченні, висока концентрація токсичних елементів у ряді випадків призводить до зміни морфології рослин, а іноді й до їх загибелі. Ця властивість застосовується при пошуках мінеральної сировини геоботанічними методами.

При вивченні наслідків Чорнобильської катастрофи саме механізм групового накопичення радіонуклідів рослинами є переважним. Механізм надходження хімічних елементів у рослини, в тому числі токсичних елементів, важких металів і радіонуклідів, пояснює система бар'єрно-безбар'єрного накопичення, розроблена А. Л. Ковалевським. Суть її полягає в тому, що багато рослин мають антиконцентраційний фізіолого-біохімічний бар'єр, який перешкоджає поглинанню надлишкових кількостей токсичних елементів. Це пояснює загальновизнане положення про те, що рослини поглинають хімічні елементи вибірково, відповідно їх біологічним особливостям, виробленим тривалою еволюцією і закріпленим біохімічними механізмами.

Безбар'єрне накопичення характерне для тих рослин, які засвоюють хімічні елементи пропорційно їх концентрації в живильному субстраті. Якщо в останньому вміст токсичних елементів підвищений, то й рослини накопичують їх у кількості, яка може бути причиною отруєння їх загибелі. Виділяють чотири рівні вмісту елементів в живильному середовищі при безбар’єрному накопиченні:

1) *недостатній,* коли збільшення вмісту елемента має стимулювальний вплив;

2) *оптимальний,* коли продуктивність рослин є максимальною;

3) *надлишковий,* коли підвищення вмісту призводить до зниження продуктивності;

4) *летальний,* коли життєдіяльність рослини неможлива.

Бар'єрний тип накопичення властивий рослинам, здатним захищатися від надлишкового проникнення токсичних елементів в тканини при високому вмісті останніх в живильному середовищі. При цьому у одних і тих самих рослин бар'єрний тип накопичення в одних органах може супроводжуватися безбар'єрним в інших. При бар'єрному накопиченні токсичної дії звичайно не спостерігається, а на аномаліях токсичних елементів в ґрунтах всі активні органи рослин (листя, квітки) мають бар'єрний тип накопичення.

До безбар'єрних належить невелика кількість груп мохоподібних і лишайників, а також окремі анатомічні частини більшості бар'єрних - корені трав'янистих, кущових і деревних рослин, зовнішні шари кори стовбурів дерев і деякі інші.

Найнебезпечнішими в біологічному аспекті забруднювачами, які потрапили в біосферу при аварії на Чорнобильській АЕС, є довгоіснуючі радіоактивні ізотопи стронцію, цезію і плутонію. Будучи хімічними аналогами елементів-біофілів, ці радіонукліди включаються в біологічний кругообіг і зумовлюють довготривале дозове навантаження на екосистеми. Вони здатні надходити до рослинності в результаті зовнішнього і внутрішнього забруднення і включатися як до покривних, так і до внутрішніх тканин.

75

Для оцінки надходження токсикантів з ґрунту в рослинність використовують різні показники. Найчастіше застосовують один з них - коефіцієнт накопичення ($АГ_Н$), який визначається співвідношенням вмісту токсикантів в одиниці м:аси акцептора (рослини) і донора (ґрунту):

$$K_н = \frac{\text{Концентрація токсиканту в акцепторі, 1 / кг}}{\text{Концентрація нукліда в донорі, 1 / кг}}$$

Накопичення розглядається як сума зовнішнього (аерального) забруднення і внутрішнього через кореневу систему.

Зовнішнє забруднення визначається, в основному, двома чинниками: кліматичними умовами місцевості і висотою рослинності. Так, у пустельних районах коефіцієнт накопичення може сягати 0,1, для екосистем помірного клімату $К_н$, на два порядки нижчий. Оскільки основна частина вітрового переносу частинок ґрунту відбувається в межах 1 м від поверхні, деякі види трав, лишайники і мохи мають вищий порівняно з високими рослинами $К_н$.

Близьким до поняття $К_н$ є ґрунтовий коефіцієнт пропорційності (переходу) ($К_п$), який визначається співвідношенням питомої концентрації токсиканту в рослині до площинного забруднення ґрунту:

$$K_п = \frac{\text{Концентрація токсиканту в рослині, 1 / кг}}{\text{Щільність забруднення, 1 / м}^2}.$$

Питання радіочутливості рослин до хронічного опромінення, створеного в результаті радіоактивного забруднення ґрунту і накопичення радіонуклідів тканинами рослин, вивчені меншою мірою, ніж чутливість рослин до зовнішнього опромінення. Особливості біологічної дії радіонуклідів пов'язані з нерівномірним розподілом дозових навантажень на окремі частини і органи рослин, які визначаються процесами міграції, накопичення і перерозподілу забруднювачів в ґрунтах і безпосередньо в самих рослинах.

Поведінка радіонуклідів в системі "ґрунт-рослини" аналогічна поведінці їх стабільних аналогів. Швидкість переносу радіонуклідів по трофічних ланцюгах залежить від вмісту носіїв, часто роль неізотопних носіїв значущіша, ніж ізотопних, оскільки концентрації їх відрізняються на порядки. Наприклад, концентрація стабільного ^{88}Sr в ґрунті в середньому становить $(2\text{-}3)\cdot10^{-3}$%, кальцію - 1,4 %.

Для оцінки переносу радіонукліда стосовно його стабільного макроносія в трофічних ланцюгах використовують поняття "спостережене відношення" (СВ), що визначається як

$$СВ = \frac{C_1C_2}{C_3C_4},$$

де $С_1$ і $С_2$ - концентрації нукліда відповідно в рослині та ґрунті, $С_3$ і $С_4$ - концентрації носія в рослині та ґрунті.

Перехід радіонуклідів *з* ґрунту в рослинність найчастіше вивчають на культурних рослинах, хоча відомо, що дикорастучі здатні накопичувати значні кількості зольних елементів.

Лісова рослинність має високу ємність поглинання стосовно радіонуклідів, що пов'язано з наявністю значно розгалужених поверхонь (листя, хвоя, дрібні гілки). Так, наземна частина сосново-березового лісу затримує більше 40 % різних радіоактивних

опадів (Sr, Cs, Ce), сосновий приріст - 90 %, густі ялинові посадки - майже 100 %. Висока поглинальна здатність хвойних порід пов'язана з тим, що поверхня багаторічно неопадаючої хвої може цілорічно концентрувати радіонукліди.

Накопичення радіонуклідів рослинами залежить від наступних чинників: фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, агрохімічних характеристик ґрунтів, біологічних особливостей рослин, агротехнічних засобів і т. д.

Надходження радіонуклідів у рослини визначається їх біофільністю і оцінюється за коефіцієнтом біологічного поглинання (КБП), за допомогою якого порівнюють концентрацію нукліда в золі рослин і ґрунті [1].

За ступенем акумуляції рослинами хімічні елементи поділяють на п'ять груп:

- сильного накопичення – $К_н >> 10$;
- слабкого накопичення - $К_н$ 1-10;
- відсутності акумуляції – $К_н$ 0,1-1;
- слабкої дискримінації - $К_н$ 0,01-0,1;
- сильної дискримінації - $К_н << 0,01$.

Ймовірною причиною різної поведінки радіоактивних і стабільних нуклідів може бути різниця у формах знаходження їх у ґрунтах. Внесені в розчинній формі "свіжі" радіонукліди більш доступні для рослин, ніж в пізніші терміни, коли відбувся їх перерозподіл у ґрунті. Наприклад, для Cs спостерігається зниження надходження в рослинність з часом, а для Sr рухомість в системі "ґрунт-рослинність" змінюється повільно. Міграційна здатність радіонукліду в системі "ґрунт-рослинність" залежить від форми його надходження в ґрунт.

Таблиця 1. КБП деяких хімічних елементів рослинами

Елемент	КБП	Елеме
S	59	K
B	40-50	Cu
Zn	18-20	Li
I	12	Zr
Mg	11	Cs
P	8-9	Ba
Sr	3,3	Y, V
Na	3,2	La, T

Накопичення радіонуклідів рослинами залежить від їх концентрації в живильному субстраті. У більшості випадків, пов'язаних із забрудненням ґрунтового покриву, надходження радіонуклідів у рослини прямо пропорційне їх вмісту в ґрунті (щільності забруднення), оскільки радіонукліди знаходяться в ґрунтах в ультрамікроконцентраціях.

$K_н$ мають високу кореляцію з коефіцієнтами розподілу радіонуклідів (K_d) у ґрунті. В аналітичному вигляді ця залежність виражена формулою

$$K_d = a + b \ln K_н,$$

де a і b - постійні величини, які використовуються як для визначення $K_н$ за значенням K_d, так і для зворотних розрахунків.

Сильна кореляція між $K_н$ і K_d вказує на суттєвий вплив при надходженні радіонуклідів у рослини не тільки фізико-хімічних властивостей перших, а й ґрунтових характеристик. Властивості ґрунтів за ступенем їх впливу на K_d для лужноземельних елементів (Ca, Sr, Ba) розташовуються в наступному порядку: концентрація обмінного Ca > сума обмінних основ > ємність поглинання > вміст гумусу > pH.

77

Внаслідок життєдіяльності рослин у міграцію вступають значні маси металів. Участь рослинності у міграції хімічних елементів проявляється в результаті взаємодії протилежно спрямованих процесів - її утворення та руйнування. Міра участі живої речовини в геохімічних процесах залежить від її складу та біологічної продуктивності рослинного покриву. Для Українського Полісся характерна більш пишна рослинність, ніж у межах Українського щита. Так, у Житомирському Поліссі широко розвинена трав'яниста і деревна рослинність. Склад дикорослої флори цієї зони дуже різноманітний і представлений 118 видами, які об'єднуються в 508 родів і 99 родин. Тут культивується 450 видів сільськогосподарських, технічних та декоративних рослин. Основними лісоутворювальними породами є сосна, що займає 57 % площі лісу, дуб - 20 %, береза - 10 %, вільха чорна - 6 %, осика - 3 %. На рівнинних понижених площах із неглибоким заляганням ґрунтових вод - багатий трав'янистий покрив з великою кількістю чорниці, вереску, ожини. На більш підвищених піщаних ділянках значно поширений лишайник, представлений різними видами кладонії та моху [2].

Лучна рослинність представлена заплавними та суходільними луками. Серед боліт виділяються трав'яні, трав'яно-мохові та осоко-сфагнові.

Відповідно визначеним науково-дослідним полігонам відібрано проби наземної рослинності, які представлені різнотрав'ям. Найчастіше зустрічаються тонконіг лучний, деревій, хвощ польовий (табл. 2).

Таблиця 2. Видовий склад і ступені забруднення рослинності науково-дослідних полігонів Народицького району радіонуклідами цезію

Полігон	Тип ґрунту	Видовий склад рослинності	Щільність		^{134}Cs		^{137}Cs	
			г/м^2	%	Бк/кг	$K_н$	Бк/кг	$K_н$
Точка 1. Великі Кліщі	Дерновий глейовий суглинистий	Ґрунт	-	-	122,5	-	6150	-
		Хвощ польовий	17,3	7,2	714,5	5,8	21225	3,45
		Тонконіг лучний	223,1	92,8	169,1	1,4	5709	0,93
Точка 2. Великі Кліщі	Дерново-середньопідзолистий глеюватий	Ґрунт			175		8400	
		Осока шершава	15,4	7,8	168,2	0,56	5250	0,62
		Деревій щетинистий	8,3	4,5	28,9	0,165	1270	0,15
		Білоус витягнутий	172,4	87,7	26,5	0,15	1050	0,125
Точка 3. Народичі Заплава р. Уж	Дерновий глейовий супіщаний	Ґрунт			207,2	-	8550	-
		Перстач сріблястий	26,5	12,7	240	1,16	9247	1,08
		Тонконіг лучний	182	87,3	340,5	1,4	14324	1,68
Точка 4. Старе Шарно	Торф'яно-глейовий	Ґрунт	-	-	239	-	10600	-
		Тонконіг лучний	360	98,4	139	0,58	5950	0,56
		Хвощ польовий	6	1,6	Н/з	-	7710	0,73

Закінчення табл. 2

Полігон	Тип ґрунту	Видовий склад рослинності	Щільність		^{134}Cs		^{137}Cs	
			г/м^2	%	Бк/кг	$K_н$	Бк/кг	$K_н$
Точка 5. Лозниця с. Северівка	Дерново-слабопідзолистий супіщаний	Ґрунт			77,2		3880	
		Берізка	4,6	3,7	Н/з	-	Н/з	
		Деревій	1,2	1,0	Н/з	-	Н/з	
		Тонконіг лучний	120	95,3	Н/з	-	326	0,084
Точка 6. Лозниця с. Северівка	Дерново-слабопідзолистий окультурений	Ґрунт			Н/з		1940	
		Пирій повзучий	144,8	100	Н/з	-	Н/з	-
Точка 7. Лозниця	Дерново-слабопідзолистий піщаний (лісовий)	Ґрунт			309		16600	
		Тонконіг лучний	35,8	46,0	43,9	0,14	1398	0,084
		Любка дволиста	33,7	43,2	61,4	0,20	2738	0,16
		Череда трироздільна	8,4	10,8	Н/з		Н/з	
Точка 8. Лисая с. Ганнівка	Дерновий лугово-болотний осушений	Ґрунт			62,3		3000	
		Перстач сріблястий	15	9,2	Н/з	-	1968	0,66
		Верес	23,3	14,3	181		8320	2,8
		Тонконіг лучний	125	76,5	66,1	1,06	2307	0,77

Умовні позначення: Н/з - не знайдено.

Незважаючи на однотипність рослинності полігонів, коефіцієнти накопичення ^{137}Cs значно відрізняються навіть для одного виду. Так, на 6 з 8 полігонів росте тонконіг лучний. Коефіцієнти накопичення ^{137}Cs на оглеєних і болотних ґрунтах для цього виду дорівнюють 0,73-1,68. На дерново-слабопідзолистих піщаних ґрунтах з низьким вмістом дрібних фракцій $K_н$ у 10 разів нижчий.

Видові відміни коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs рослинністю на кожному полігоні знаходяться в межах одного порядку, що свідчить про переважно груповий механізм накопичення радіонуклідів. Якщо брати полігони взагалі, то тут міжвидові відміни не перевищують 40 разів.

Серед досліджених зразків відрізняється пирій повзучий, який не накопичує цезію. Польовий хвощ і верес, навпаки, мають підвищені коефіцієнти накопичення, особливо на оглеєних і болотних ґрунтах.

Таким чином, рослинність оглеєних і болотних ґрунтів характеризується здатністю до підвищеного накопичення радіонуклідів цезію, що може бути спричинене механічним складом і водним режимом цих ґрунтів, їх підвищеною вологістю.

У межах Житомирського Полісся (Народицький полігон) нами проведено найбільший обсяг аналітичних біогеохімічних досліджень (табл. 3). Методика дослідження рослинних проб полягала в наступному. Відібрані рослини та їх частини після висушування на повітрі

79

Таблиця 3. Вміст токсичних елементів у рослинах Житомирського Полісся (Народицький полігон), мг/кг

Рослина	Ni	V	Cr	Cu	Pb	Zn	Mo
Осика	6	10	2	5,0	_	6	2
Сфагнум	20	11	1	8,0	60	40	1
Лишайник	40	60	90	90	12	2S0	4
Мох	10	32	10	62	10	210	1
Сухоцвіт багновий	6	6	20	40	8	10	4
Кульбаба	60	10	16	120	6	80	4
Верес	6	8	6	80	4	6	3
Папороть	4	2	3	160	3	8	2
Хвощ	2	3	4	40	<2	12	6
Іван-да-Мар'я	9	6	4	110	4	20	2
Чорниця	5	2«	2	106	8	140	3
Малина	4	8	2	16	4	-	2
Брусниця	2	8	2	80	4	28	4
Суниця	11	6	2	180	8	20	4
Звіробій	8	10	6	160	8	146	4
Безсмертник	68	6	4	100	6	20	2
М'ята	2	б	1	40	4	36	3
Мати-й-мачуха	1	8	1	38	6	12	4
Аїр	12	2	2	190	4	20	6
Пижма	24	8	1	290	6	22	3
Гриб білий	30	6	5	380	40	210	5
Підосичник	10	5	2	260	20	160	3
Опеньки	26	5	2	96	16	66	2
Лисички	14	6	1	90	10	98	2
Дуб	14	10	8	320	12	120	3
Сосна	8	9	4	86	9	180	2
Вільха	3	6	3	190	8	80	2
Береза	8	8	16	110	6	62	2
n=10, *p*=0,95							

озолювали у фарфорових чашках. Озолювання проводили при температурі 450 °С у муфельній печі. Золу аналізували методом атомного абсорбційного та емісійного

спектрального аналізів. Вміст елементів і достовірність результатів аналізів контролювали за допомогою стандартних зразків.

Згідно з даними про вміст токсичних елементів, наведеними в табл. 3, кожний вид характеризується однаковими їх концентраціями. Аналіз всіх наявних даних свідчить про те, що найвищі концентрації більшості металів характерні для золи дерев, грибів та лишайників. За інтенсивністю нагромадження токсичних металів у золі деревної рослинності її можна розмістити в такому порядку:

Сосна: Sr > Zn > Cu > Cr > Ni > Mo

Дуб: Sr, Cu > Zn > Pb > Ni > Cr > Mo.

Роль рослинності в геохімічних процесах виявляється не стільки індивідуально, скільки в сукупності. Інтенсивність нагромадження характеризується відношенням вмісту елемента в золі рослин до його вмісту в ґрунті і називається коефіцієнтом біологічного накопичення - КБН (табл. 4).

Таблиця 4. КБН металів рослинністю північно-поліського ландшафтно-геохімічного району

80

У результаті життєдіяльності рослин у міграцію вступають значні маси металів. Міра участі органічної речовини в геохімічних процесах залежить від її складу та біологічної продуктивності. Кількісна оцінка продуктивності органічної речовини та и ролі в міграції хімічних елементів ґрунтується на поняттях біологічної маси, річного приросту та опаду й дійсного приросту. Біологічна маса (біомаса) - загальна кількість органічної речовини в наземних і підземних частинах рослини. Річний приріст - маса органічної речовини, що народжується в наземних та підземних частинах рослини за рік. Річний опад - кількість органічної речовини, яка щорічно відмирає. Для північно-поліського ландшафтно-геохімічного району характерна висока біологічна продуктивність. Так, для поліської зони біомаса становить 2050-6500 ц/га; щорічний приріст та опад - відповідно 70-200 та 20-70 ц/га. У заболочених лісах цей показник знижується.

Про інтенсивність нагромадження металів деревною та трав'янистою рослинністю можна судити з табл. 4, у якій наведено КБН. Ці дані показують, що в лісах досліджуваного району в результаті біологічних процесів у гіпергенну міграцію втягується більшість металів, в першу чергу марганець, кобальт, мідь, свинець, стронцій. Це дає підставу розглядати рослинність як активний геохімічний чинник.

Все викладене свідчить, що хімічний склад рослин є тим індикатором, який дозволяє судити про збереження ґрунтів, ландшафту та їх стійкість до техногенного впливу.

Елемент	Трав'яниста рослин
Марганець	53,0
Нікель	1,4
Кобальт	1,0
Титан	0,53
Ванадій	1,0
Хром	1,3
Мідь	37,0
Свинець	42,0
Цинк	1,1
Стронцій	10,0
Барій	10,0

1. *Сельскохозяйственная* радиоэкология. - М.: Экология, 1991. - С. 79-83.

2. *Кондратюк Є. М.* Географія рослин України. - К.: Рад. школа, 1958. - 179 с.

Державний науковий центр радіогеохімії навколишнього середовища, Київ

Одержано 10.03.97

УДК 577.4 : 621.039

М. Ф. Петров, В. С. Давидчук, М. Д. Кучма

СУКЦЕСІЙНА РОЛЬ МІНЕРАЛІЗОВАНИХ ПРОТИПОЖЕЖНИХ СМУГ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Показано важливу роль мінералізованих протипожежних смуг у Зоні відчуження Чорнобильської катастрофи, регулярно поновлюваних та давно залишених, у процесах змін рослинного покриву та тваринного

населення нелісових територій, у стійкому утриманні радіонуклідів у новосформованих перелогових природно-територіальних комплексах через збільшення видової різноманітності біоти.

Мінералізовані протипожежні смуги (ГІПС) стали невід'ємним елементом чорнобильських краєвидів після 1986 р. Пожежі 1992 та 1996 рр. зайвий раз довели їх необхідність, тому Концепцією чорнобильської Зони відчуження (ЗВ) було регламентовано обов'язкове використання ППС.

В умовах ЗВ цей технологічний прийом є одним з чинників порушення щільної дернини, що почала утворюватися на перелогах після припинення традиційної господарської діяльності. У цьому саме напрямі діє популяція кабана [1, 2]. З часом руйнування дернини стає пусковим механізмом деяких активних сукцесійних процесів, що мають місце у природно-територіальних комплексах (ПТК) Зони відчуження.

© М. Ф. Петров, В. С. Давидчук, М. Д. Кучма, 1998

Створювати ППС на деяких ділянках ЗВ почали одразу ж після виникнення небезпеки пожеж внаслідок утворення шару засохлої трави. Від 1993 р. завдання по створенню та підтриманню ППС виконує "Чорнобильліс". Цією організацією було виконано роботу, результати якої наведено у табл. 1.

Обробіток ППС проводиться двічі протягом теплої частини року: навесні, перед виникненням пожежонебезпечної ситуації, та у кінці літа - на початку осені, при засиханні виросших на них рослин. Як видно з табл. 1, навіть за останні роки структура та протяжність ППС не були постійними. Внаслідок змін відстаней між окремими смугами, напрямків їх проведення та руху тракторів тепер можна знайти смуги чи їх окремі ділянки, де обробіток не проводився більший або менший час, і там знову розпочалася вторинна сукцесія рослинності та ґрунту. Такі ділянки смуг із вторинними сукцесіями цінні як об'єкт спостережень та деяких ретроспективних висновків про минуле, а також сучасну роль ППС у перелогових ПТК, через які вони прокладені.

Вторинні сукцесії на ППС не аналогічні тим, що розпочалися у 1986-1987 рр., через різні рівні, час обробітку ґрунту та його збагаченість добривами, зміни у ґрунтовому банку насіння та занесені діаспори. Так, на ППС немає колись таких звичайних у просапних сільськогосподарських культурах регіону пізньоярих видів бур'янів, як лутига блискуча (*Atriplex nitens*) та щириця звичайна (*Amaranthus retroflexus*), хоча утримується лобода біла (*Chenopodium album*) - вид з таким самим ритмом розвитку та дуже близькими біоекологічними властивостями. Застосований дворазовий догляд за ППС та його терміни сприяють розвиткові ранньоярих та озимих сегетальних видів рослин [3]. На особливу увагу заслуговує проникнення анемохорних рослин та деяких тварин у природно-територіальні комплекси через ППС і подальший вплив їх на сукцесійні процеси у цих комплексах.

На розпушеній поверхні ґрунту ППС, на відміну від оточуючих перелогово-лучних ценозів із злежалим ґрунтом та трав'яною підстилкою, добре відбиваються сліди пересування та життєдіяльності ряду тварин (ссавців, птахів), тому спостереження тут цінні також для вивчення їх екології.

Таблиця 1. Створення та догляд за мінералізованими протипожежними смугами у Зоні відчуження "Чорнобильлісом" у 1993-1997 рр., км

Технологічна операція	Рік				
	1993	1994	1995	1996	1997
Створення мінералізованих протипожежних смуг	3390	1350	650	2195	-
У тому числі: навколо лісових масивів			500	945	
у лісових масивах	-	-	150	150	-
по перелогах	-	-	-	855	-
навколо населених пунктів	-	-	-	245	-
Догляд за мінералізованими протипожежними смугами	-	3120	700	1350	3300

У тому числі: навколо лісових масивів				500	1445
у лісових масивах	-	-	-	150	300
по перелогах	-	-	700	700	1555

82

У борознах ППС завдяки сприятливому збігу едафічних та мікрокліматичних умов добре проростає занесене насіння анемохорних рослин та виживають їх сходи. Найцікавішими при дослідженні сукцесій-них процесів є випадки вселення у перелогово-лучні травостани деревно-кущових та трав'янистих довгокореневищних рослин.

Ми знаходили окремі рослини сосни (*Pinus sylvestris*) на віддалі 200-230 м, клена ясенелистого (*Acer negundo*) - 470 м від найближчих плодоносячих дерев цих видів. Віддаль, з якої було занесено вітром насіння беріз (*Betula* spp), а особливо верб (*Salix* spp) та тополь (*Populus* spp), здебільшого визначити неможливо.

На північному схилі Чистогалівського кряжу у борозні ППС у серпні 1995 р. було знайдено поблизу одна від одної шість рослин (сходи 1995 р.) тополі канадської (*Populus deltoides*), найближчі дорослі дерева якої виднілися на віддалі близько 1500 м у лісосмузі дороги Чорнобиль-Прип'ять. Але найчастіше у борознах трапляються молоді рослини верби козячої (*Salix caprea*) та вушкатої (*Salix aurita*), осики (*Populus tremula*) та берези повислої (*Betula pendula*), на меліорованих перелогах - вільхи чорної (*Alnus glutinosa*).

Спостерігається декілька варіантів подальшої долі цих сходів деревних рослин. Найчастіше при поновленні ППС їх знищують плугом. Та досить часто внаслідок зміни напрямку смуги чи її ширини, в тому числі й на окремих ділянках, деревця та кущі продовжують рости, розвиватися. При заорюванні дерев осики, а біля населених пунктів - акації білої (*Robinia pseudacacia*), вишні звичайної (*Cerasus vulgaris*) та сливи домашньої (*Prunus domestica*) чи просто пошкодженні їх кореневих систем ініціюється поява кореневих паростків цих видів. Такі поодинокі дерева та кущі або їх групи стають осередками зміни стадії сукцесійного процесу з перелогово-лучної на лісову. Вони дуже привабливі для різних тварин як орієнтири, захисток чи корм. Найпомітніше, звичайно, перебування біля них копитних тварин.

Козулі часто влаштовують біля них свої лежки, згрібаючи травостан та підстилку до мінеральної поверхні ґрунту. Коли стовбурці досягають діаметра 2-3 см, самці обдирають їх рогами, позначаючи межі своєї ділянки, і звичайно ж, поїдають листки. Лосі часто обламують верхівки при об'їданні, коли ті досягають висоти 3 м. Це спостерігається у 50-70 % деревець, переважно берези повислої.

Полівки та миші нерідко влаштовують під коренями гніздові камери. Розриваючи ці камери, кабани пошкоджують корені або, дуже рідко, повністю виривають деревця. Розкопування гніздових камер характерно також для полюючих лисиць, але пошкодження кореневих систем деревних рослин при цьому незрівнянно менші.

Заєць-русак у холодний період року поїдає на таких деревах та кущах пагони останніх 1-3 років, до яких він може дістати з поверхні ґрунту чи снігу, або згризає кору осики та верб.

Описані пошкодження дерев та кущів рідко призводять до загибелі деревних рослин. Від кореневої шийки таких рослин відростають нові пагони, які набувають кущоподібної форми. Цікаво, що при повторному міченні самцем козулі у такому кущі залишається хоча б один непошкоджений пагін, тобто рослина в цілому виживає, хоча розвиток її затримується. Особливо добре переносить такі пошкодження осика, яка вже з третього року життя здатна давати кореневі паростки, утворюючи групки пагонів.

83

Нам траплялися дерева та кущі з гніздами птахів, ознаками їх частого відпочинку, очікування і навіть зберігання здобичі (на сучку берези на висоті 1 м над ґрунтом була нашпилена полівка руда). Як показали спеціальні дослідження [4, 5], поодинокі дерева часто відвідуються птахами, які залишають з послідом насінини дерев та кущів, що з часом проростають. Орнітохорія у ЗВ на перелогах добре помітна у крушини ламкої (*Frangula alnus*), ожини сизої (*Rubus caesius*) та несійської (*Rubus nessensis*).

Коли такі дерева й кущі ростуть поблизу одне одного, там завжди можна знайти шапкові гриби та папороть щитник чоловічий (*Dryopteris filix-mas*). Нам зустрічалися екземпляри щитника зі спорангіями, тобто їм було не менше 6 років [6]. Поява ж плодових тіл вищих базидіальних грибів-сапротрофів, зокрема *Marasmius oreades*, здатного розкладати також лігнін, свідчить про формування на цих ділянках перелогів повного комплексу грибів-редуцентів рослинної органіки, властивого лісовій зоні. Тобто, в цих місцях за післяаварійні роки пройшла і сукцесія грибів-сапротрофів [7].

Значно важче помітити розселення грибів-сапротрофів глибинних гумусованих шарів ґрунту та грибів-мікоризоутворювачів, які не утворюють плодових тіл на поверхні ґрунту чи утворюють нерегулярно. Добре фіксується у ґрунтових пробах так зване окраїнне поширення їх міцелію, тобто поступове розростання на ділянки, де його не було. Але досить вірогідне відносно далеке розселення таких грибів через занесення їх спор якимись агентами. Повідомляється [8] про знаходження життєздатних спор цих грибів у тілах дрібних ґрунтових ссавців. Гаданий шлях попадання спор - їх заковтують з ґрунтом безхребетні-сапротрофи (наприклад, дощові черв'яки), які є кормом дрібних ґрунтових ссавців (кротів, бурозубок, мишей). Вони, в свою чергу, стають жертвами хижих птахів та звірів (лисиць, кабанів), для яких властиве добування корму та відпочинок у різних екотопах. При переміщенні від одного до іншого екотопу птахи та звірі часто відвідують одиночні та невеликі групи дерев чи кущів, де залишають послід або погадки зі спорами. Таким чином, це співпадає з процесом зоохорного розселення вищих автотрофних рослин [9].

У борознах ППС проростають насінини довгокореневищних видів-анемохорів - хамерію вузьколистого (*Chamerion angustifolium*), осоту польового (*Cirsium arvense*) та жовтого осоту польового (*Sonchus arvensis*), звідки їх довгі підземні пагони проникають у травостан сусідніх перелогово-лучних ценозів [2]. Рослини цих видів служать кормом копитних та гризунів.

Варто також відзначити захисну роль угруповань перелічених видів рослин. Біля їх заростей влаштовують лежки козулі, а в заростях живуть колонії гризунів. На викидах із гнізд гризунів-землериїв, ложках козуль та зривинах кабана й лисиці з'являються сходи рослин, які на заселених людиною територіях вважаються небажаними (бур'янами). Більшість видів бур'янистих рослин мають для перелічених видів тварин вищу кормову цінність, ніж домінуючі у перелогово-лучних ценозах види - пирій повзучий, куничник наземний, пижмо звичайне, деревій майже звичайний, полин гіркий. Це видно з табл. 2 по вмісту протеїнів та білків - сполук найдефіцитнішого у поліських ландшафтах макроелемента - азоту [10] та деяких інших сполук. Для порівняння подано також аналогічні дані про культурні кормові рослини люцерну (*Medicago sativa*), картоплю (*Solanum tuberosum*) та буряк (*Beta vulgaris*) [11].

Таблиця *2*. Кормова цінність рослин, % абсолютно сухої маси

Вид та частина рослин	Протеїн	Жир	Клітковина	Кальцій	Фосфор
[1]*Elytrigia repens*. Надземна частина	9,2-17,4	2,2-3,9	23,6-33,1	-	-
[1]*Epilobium palustre*. Надземна частина	14,6	3,8	29,2		
[1]*Achillea millefolium*. Надземна частина	10,5	3,8	34,8	-	-
[1]*Artemisia absinthium*. Надземна частина	15,6	5,1	34,1	-	
[1]*Sonchus arvensis*. Надземна частина	16,7	4,4	20,5	-	0,21
[1]*Sonchus oleraceus*. Листки	19,9	4,5	15,6	1,69	0,6
[2]*Oenothera biennis*. Верхівки пагонів другого сезону вегетації з листками, пуп'янками, квітами, плодами. Травень-серпень	27,3-20,9	0,14-0,23	11,3-13,1	1,56-1,28	0,55-0,30
[2]*Oenothera biennis*. Прикореневі листки. Серпень-жовтень	22,0-20,9	0,24-0,23	10,4-8,2	1,55-0,58	0,48-0,41
[2]*Oenothera biennis*. Корені другого сезону вегетації. Травень-серпень	11,5-11,3	0,1-0,22	20,0-30,0	0,95-1,28	0,35-0,31

[2]*Oenothera biennis*. Корені першого сезону вегетації. Серпень-жовтень	12,4-21,4	0,17-0,14	16,3-11,3	1,45-0,49	0,76-0,47
[3]*Oenothera biennis.* Насіння. Січень 1937 р.	[5]43,4	25,1		-	-
[3]*Oenothera biennis*. Насіння. Вересень 1937 р.	[5]15,8	29,3	19,96	-	-
[2]*Chamerium angustifolium*. Верхівки пагонів із листками, пуп'янками. Травень-липень	28,7-31,3	0,18-0,133	10,7-9,6	1,08-1,1	0,60-0,52
[2]*Chamerium angustifolium*. Підземні пагони. Травень-жовтень	15,6-13,7	0,15-0,12	19,9-11,2	0,52-0,49	0,3-0,29
[4]*Medicago sativa*. Надземні частини	18,0	8,0	30,0	--	-
[4]S*olanum tuberosum*. Бульби	10,0	1,0	6,5	--	-
[4]*Beta vulgaris*. Корені	10,0	0,8	6,9	--	-

Примітки: [1]Дані зі зведення "Кормовые растения.. [2]Дані (неопубліковані) із досліджень М. Ф. Петрова в 1994 р. у Зоні відчуження, [3]Дані за 1937 р. з праці К. А. Літвинчука, виконаної у Київському Поліссі *(% %* повітряно-сухої маси), [4]Дані з праці П. Ф. Медведєва та А. І. Сметанникової. [5]Вміст білка.

Кормове значення рослин на ППС збільшує наявність у багатьох з них зимовозелених стадій. Зелені листки трав'янистих рослин, сосни й вересу (*Calluna vulgaris*) є у холодні пори року основним, іноді навіть єдиним джерелом фосфору, каротину та вітаміну С для фітофагів регіону. Але листки трав значно поживніші та легше перетравлюються. Зимовозелені стадії наявні у ростучих на ППС куколиці білої (*Melandrium album*), червеців однорічного (*Scleranthus annuus*) та багаторічного (*Scleranthus perennis*), видів смілок (*Silene* spp), фіалок польової (*Viola arvensis*) та триколірної (*Viola tricolor*), грабельок звичайних (*Erodium cicutarium*), звіробою звичайного (*Hypericum perforatum*), гикавки сірої (*Berteroa incana*), злинки канадської (*Erigeron canadensis*), енотери дворічної (*Oenothera biennis*), осотів польового (*Cirsium arvense*) та щетинистого (*Cirsium setosum*), полинів гіркого (*Artemisia absinthium*) та віничного (*Artemisia scoparia*).

Трав'янисті рослини на ППС вищі та зеленіші, ніж у перелогово-лучних ценозах, тобто містять більше сполук азоту і тому поживніші завдяки кращій аерації ґрунту та вищій мікробіологічній активності у ньому. Крім названих вище, тут також ростуть такі важливі кормові рослини, як лобода біла (*Chenopodium album*) та міська (*Chenopodium urbicum*), види гірчака (*Polygonum* spp), звіробій звичайний, редька дика (*Raphanus raphanistrum*), жовтушник лакфіолеподібний (*Erysium cheiranthoides*), мишій сизий (*Setaria glauca*), місцями ромашка непахуча (*Matricaria perforata*), метлюг звичайний (*Apera spicaventi*), плоскуха звичайна (*Echinocloa crus-galli*).

Сходи цих видів не здатні конкурувати з пирієм повзучим (*Elytrigia repens*), довгі підземні пагони якого заповнюють верхні 2-6 см ґрунту, а надземні органи, відпад та підстилка - 15-60 см надґрунтового шару повітря у найродючіших едафотопах BC_3-C_3. Подекуди разом з пирієм росте, співдомінуючи чи домінуючи, довгокореневищний осот польовий (*Cirsium arvense*). У бідніших едафотопах такими успішними конкурентами є пижмо звичайне (*Tanacetum vulgare*), полини віничний та гіркий, енотера дворічна, жовтий осот польовий (*Sonchus arvensis*) та городній (*Sonchus oleraceus*), злинка канадська та ін. Тварини використовують ці види рослин, що здатні рости також у перелогово-лучних ценозах.

Найчисельніші на ППС сліди та спаші козулею у всі пори року всіх органів рослин енотери дворічної, верхівок пагонів полину гіркого, лаватери тюрінгської (*Lavatera thurigiaca*), жабрію ладанного (*Galeopsis ladanum*), фіалки польової, щавелю кислого (*Rumex acetosa*), хамерію вузьколистого, жовтушнику лакфіолеподібного, гілочок з плодами лободи білої та міської, дозрілих колосків мишію сизого.

Покопи кабанами коренів енотери дворічної на ППС звичайні у осінньо-зимові періоди. У травні - липні він охоче поїдає тут верхівки стебел з листками, пуп'янками та квітами осотів жовтих польового та городнього, нечуйвітра зонтичного (*Hieracium umbellatum*), жовтецю повзучого (*Ranunculus repens*).

Як відомо, лосі через відносно коротку шию легко поїдають трав'янисті рослини

тільки у водоймах, а на суходолі їм доводиться для цього ставати на коліна передніх ніг. Восени 1994 р. нам трапилися дуже цікаві сліди у борозні ППС, глибина якої становила 27-32 см. Молодий (судячи з величини слідів) лось йшов борозною та їв зелені стебла редьки дикої, полинів звичайного (*Artemisia vulgaris*), гіркого та віничного, а також енотери першого вегетаційного сезону, які росли біля неї. Козуля акуратно й чітко зрізає верхньою та нижньою парами передніх зубів (різців) верхівку пагона однієї чи групи сусідніх рослини (але завжди кожен пагін поодинці) на однаковій висоті над поверхнею ґрунту, а тут бокові пагони розгалужених рослини редьки та полинів були зірвані на різній висоті. Деякі рослини виявились при цьому з частково витягнутими з ґрунту коренями. На відміну від лося, козуля акуратно вигризає листки з центра прикореневої розетки енотери, а тут було нерівно відірвано з одного боку половину листків розеток, причому у деяких місцях на вологому після нічного дощу ґрунті було видно сліди язика, яким тварина загрібала листки у рот. Подібні спаші лося, але літні, спостерігалися нами на рослинах жовтих осотів польового та городнього, що росли по ППС.

Восени та взимку на рослинах гикавки сірої, жовтушника лакфіолеподібного, полину звичайного, щавелю горобиного (*Rumex acetosella*) спостерігаються численні спаші зайця-русака. На відміну від інших фітофагів ЗВ заєць у ці періоди року не їсть

найніжніших верхівок пагонів трав'янистих рослин, і вони лежать на ґрунті у місцях годівлі, звичайно по 2-5 одна на одній. Іноді на таких "кормових столиках" лежать нез'їдені шматки твердих серединних частин пагонів завдовжки 10-15 см. Звичайно на місцях годівлі лежить послід цієї тварини, за формою та розмірами відмінний від посліду інших тварин.

Восени на весняних ППС спостерігаються спаші полівками рослин енотери, шпергелю польового (*Spergula arvensis*), гикавки сірої, редьки дикої, суріпки звичайної (*Barbarea vulgaris*). Для цих зеленоїдних тварин характерне виїдання досить правильних півкіл у широких листках, які можуть бути прикріплені до рослин чи відгризені та кинуті на ґрунт.

Восени та взимку на поверхні ґрунту зустрічаються купки залишків плодів та суплідь (суцвіть) лободи, мишію, енотери та редьки дикої, з'їдених мишами. Для цього вони залазили на рослини та відгризали сухі гілочки й пагони відповідних рослин з плодами, які поїдали на ґрунті. Спаші куріпки сірої та тетерука на прикореневих листках енотери мають, на відміну від таких полівок, рвані неправильні краї. Виявити місця їх годівлі допомагає типовий пташиний послід зеленого кольору. Ці птахи також поїдають насіння лободи білої, енотери, влаштовують влітку пилові ванни на ППС.

При першій оранці багаторічного (понад 4-5 років) перелогу, між скріпленими кореневищами пирію скибами утворюються порожнини, у яких полегшується побудова гнізд та нір дрібними ссавцями-землериями. Але при другій оранці ці порожнини, гнізда та нори засипаються, а тварини, що в них знаходяться, гинуть.

На схилах вздовж борозен ППС подекуди спостерігається лінійна ерозія. Але шкода від неї мінімальна через невелику протяжність схилів та незначну кількість збираної води. Незначною також є дефляція завдяки невеликій ширині ППС та відносно кращій скріпленості ґрунту коренями рослин, ніж на багато разів оброблюваних протягом року ґрунтах.

Внаслідок того, що ППС попід лісом навпроти с. Чистогалівка розорюється щороку, тут утримуються (поновлюються) однорічник амброзія полинолиста (*Ambrosia artemisifolia*). За нашими спостереженнями, це єдине місце у ЗВ, де зберігся цей карантинний вид. Але ще 1992 р. подібне місце зростання амброзії у ППС вздовж автошляху Чорнобиль-Корогод бачила біля околиці с. Корогод співробітниця Чорнобильського центру міжнародних наукових досліджень Г. А. Руденська (усне повідомлення). Тобто, тільки збереження режиму природокористування на цих ділянках сприяє періодичному поновленню популяції, яка без щорічного розорювання залишилася б, очевидно, тільки у насіннєвому банку ґрунту.

Таким чином, створення ППС сприяє проникненню у фітокомпоненти ПТК Зони відчуження видів рослин-анемохорів і завдяки цьому початку лісових стадій вторинної сукцесії перелогових земель. Рослинний покрив мінералізованих протипожежних смуг

також урізноманітнює та збільшує кормову базу багатьох видів тварин, відповідно сприяючи збільшенню чисельності та різноманітності тваринного населення, життєдіяльність якого у багатьох місцях пришвидшує перехід перелогів ЗВ до лісових стадій сукцесії. Нарешті, вони сприяють підтриманню у регіоні ценопопуляцій рослин, здатних існувати тільки на незадернованих ґрунтах.

1. *Давыдчук В.* С., *Петров М.* Ф. *Сорокина Л. Ю.* Модель спонтанного восстановления ландшафтов зоны отселения Чернобыльской АЭС в случае минимального антропогенного воздействия // Чернобмль-90: Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. - Чорнобиль, 1990. - Т. 6, ч. 1. - С. 91-105.

2. *Петров М.* Ф. Корм козулі (*Capreolus capreolus* L.) у Зоні відчуження Чорнобильської катастрофи на території України // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - К.: Наук. думка, 1996. - Вип. 3. - С. 105-114.

3. *Веселовський І. В., Лисенко Ю. Г., Манько Ю. П.* Атлас-визначник бур'янів. - К., 1988. – 72 с.

4. *Формозов А. Н.* Роль некоторых птиц и млекопитающих - потребителей семян и плодов древесных пород в формировании среды лесных биоценозов // Средообразующая деятельность животных (Материалы к совещ. 17-18.12.1979 г.) - М., 1970. - С. 22-30.

5. *McDonnel Mark J.* Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants // Bull. Torrey Bot. Club. - 1986. - 113, N 1. - P. 6-11.

6. *Лесные* травянистые растения. Биология й охрана: Справочник // Ю. Е. Алексеев, М. Г. Вахрамеева, Л. В. Денисова, С. В. Никитина. - М., 1988. - С. 23.

7. *Мирчинк Т. Г.* Почвенная микология. - М., 1988. - 220 с.

8. *Селиванов И. А.* Микосимбиотрофизм как форма консортивных связей в растительном покрове Советского Союза. - М., 1982. - 232 с.

9. *Удра И. Ф.* Расселение растений и вопросы палео- и биогеографии. - К., 1988. - 200 с.

10. *Перельман А. Й.* Геохимия ландшафта. - М., 1975. - 342 с.

11. *Медведев П. Ф., Сметанникова А. И.* Кормовые растения европейской части СССР: Справочник - Л., 1981. - 336 с.

12. *Кормовые* растения сенокосов и пастбищ СССР. - М., 1956. - Т. 3. - 879 с.

13. *Літвинчук К А.* Каучук, олія і волокно з ослинника // Техн. культури. - 1939. - № 5/6. - С. 75-77.

Чорнобильський центр міжнародних науково-технічних досліджень, м. Чорнобиль
Інститут географії НАН України, м. Київ
Одержано 20.10.97

УДК 614.876

О. А. Бондаренко

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ ОТ ТУЭ ДЛЯ ЖИТЕЛЕЙ ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Рассмотрены возможные пути формирования и количественной оценки доз от ТУЭ в аспекте обеспечения радиационной безопасности дальнейшей деятельности на территории Зоны. Представлена оценка ожидаемых уровней выведения плутония из организма жителей 30-километровой зоны с мочой на основании расчетов по стандартной метаболической модели плутония МКРЗ. На основании сравнения расчетных оценок с данными фактических измерений содержания плутония в моче жителей 30-километровой зоны проводится интерпретация возможных источников поступления. Приведены оценки доз внутреннего облучения от ТУЭ. Представлен сравнительный анализ дозообразования америция и суммы алфа-излучающих изотопов плутония. Содержащиеся выводы показывают, что основным фактором (из всех учтенных) поступления ТУЭ в организм является ингаляция первичных выпадений. Сравнительный анализ динамики накопления ^{241}Ат. и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете человека свидетельствует, что основным дозообразующим фактором среди ТУЭ на позднем этапе становится америций.

ВВЕДЕНИЕ

Формирование доз от трансурановых элементов (ТУЭ) по различным путям поступления на позднем этапе Чернобыльской аварии - наименее изученный вопрос постчернобыльской дозиметрии. Кроме того, радиационная обстановка Зоны отчуждения в долговременной перспективе (сотни лет) будет определяться ТУЭ из состава чернобыльских выпадений. Понимание путей формирования и количественная оценка доз от ТУЭ, безусловно, важны для обеспечения радиационной безопасности дальнейшей деятельности на территории Зоны.

© О. А. Бондаренко, 1998

В конце июля 1996 г. была организована и проведена научная экспедиция на территории Зоны отчуждения. Всего исследованиями было охвачено три населенных пункта юго-восточного следа 30-километровой зоны: с. Оташев (24 жителя), с. Опачичи (60) и с. Куповатое (80). К отбору проб в этих населенных пунктах были привлечены отдельные семьи, постоянно проживающие на территории 30-километровой зоны, ведущие собственное хозяйство и имеющие собственную молочную корову.

Оценка уровней поступления ТУЭ в организм жителей на данном этапе исследований может быть выполнена лишь очень приближенно ввиду ограниченности информации, полученной во время экспедиционных работ: на основе данных о плотности выпадения ^{239}Pu и по результатам анализа содержания данного радионуклида в суточных пробах мочи отдельных жителей.

Первый подход позволяет рассчитать поступление ^{239}Pu в рацион через коэффициенты его перехода в продукты питания. Значения этих коэффициентов приведены в литературе. Вариации их, связанные с типом почв и другими причинами, не имеют столь принципиального значения ввиду их малых значений, однако в дальнейшем при изучении механизмов миграции и построении прогнозной модели потребуется уточнение коэффициентов перехода ло основным звеньям переноса ТУЭ в организм человека. Второй подход основан на интерпретации результатов измерения содержания ТУЭ в суточной пробе мочи. Методически он более сложен, поэтому остановимся на нем детальнее. Интерпретация результатов может быть выполнена на основе метаболической модели, количественно описывающей процесс транспорта, накопления и выведения радионуклида из организма для двух основных путей поступлення: - ингаляционного и пероралъного. Предполагается, что на позднем этапе аварии ингаляционный путь не имеет существенного значения и интерпретация результатов осуществляется из предположения, что ^{239}Pu поступает в организм с продуктами питания.

МОДЕЛЬ МЕТАБОЛИЗМА ПЛУТОНИЯ

Модель метаболизма ^{239}Pu, предложенная МКРЗ [1] (рис. 1), позволяет рассчитать динамику содержания или текущее содержание радионуклидов в скелете и других органах и тканях, а также динамику выведения радионуклида из организма с мочой и калом для однократного или хронического поступления его в организм. Моделируя поступление, можно связать текущее значение активности суточной экскреции с поступлением и содержанием ТУЭ в организме.

Камеры модели, показанной на рис. 1, представляют собой содержание радионуклида з определенном органе человека, а связи между камерами отражают скорость перехода его из одной камеры с другую.

МКРЗ предложила коэффициенты перехода ^{239}Pu из камеры в камеру для возрастов 3 мес, 1 год, 5, 10, 15 лет и взрослых. Параметры для промежуточных возрастов рассчитываются посредством линейной интерполяции этих коэффициентов в узловых точках. Таким образом, модель позволяет строить возрастно-зависимую динамику накопления-выведения, что необходимо при анализе ситуации для населения в целом.

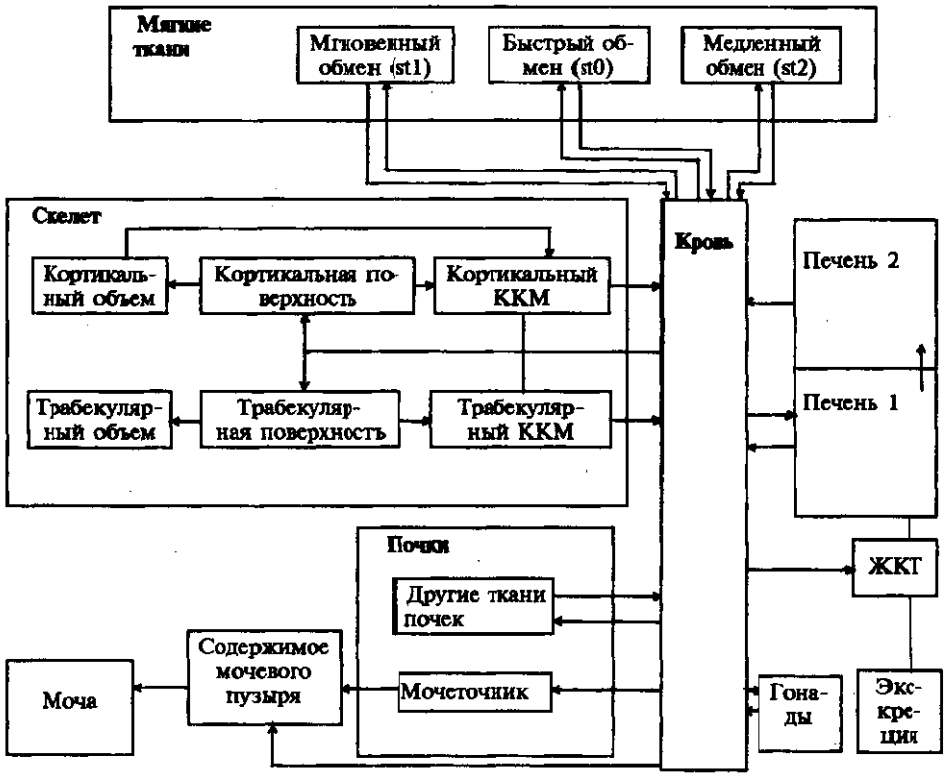
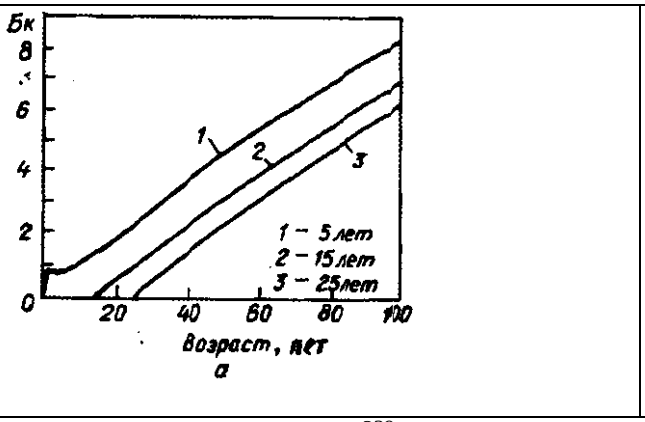


Рис. 1. Камерная модель МКРЗ для расчета отложения ^{239}Pu в различных органах и тканях человека.

На рис. 2 приведены результаты моделирования с использованием этой модели для случая хронического перорального поступления ^{239}Pu со скоростью 1 Бк-сут$^{-1}$. Как видно, накопление радионуклида в скелете постоянно возрастает. Согласно [1], коэффициент всасывания составляет $5 \cdot 10^{-4}$. Выведение ею ^{239}Pu не достигает равновесного значения на протяжении всей жизни человека, т. е. выведение ^{239}Pu из основных органов депонирования - печени и скелета - происходит очень медленно (рис. 2, б). Сопоставив два графика, можно убедиться, что существует определенная связь между накоплением и выведением радионуклида, т. е. по суточному содержанию ^{239}Pu в моче можно рассчитать его текущее содержите в скелете для индивидуума, при условии хронического равномерного поступления с рационом.



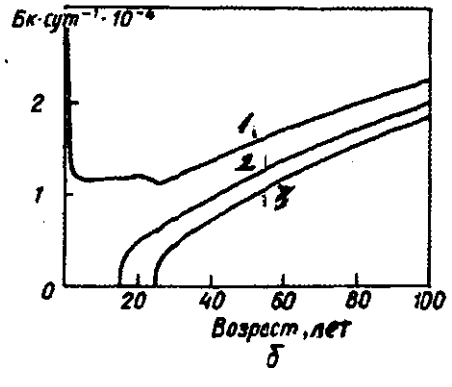


Рис. 2. Накопление ^{239}Pu в скелете мужчины (а) и выведение его из организма (б)

ОЦЕНКА ОЖИДАЕМЫХ УРОВНЕЙ ВЫВЕДЕНИЯ С МОЧОЙ ^{239}Pu ИЗ ОРГАНИЗМА ЖИТЕЛЕЙ 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЫ

Уровень выведения ^{239}Pu из организма человека определяется на основании общей экологической модели для плотности его выпадения 0,1 Ки·км$^{-2}$, характерной для периферии

юго-восточного направления Зоны, где расположены сс. Оташев, Опачичи и Куповатое. Схема и условия расчета приведены в табл. 1.

В табл. 2 приводятся результаты расчета относительной скорости выведения с использованием описанной выше модели МКРЗ для однократного и хронического поступления ^{239}Pu с рационом.

Представленные в табл. 1 исходные данные и коэффициенты относительной скорости выведения позволили рассчитать ожидаемую скорость экскреции для реальной плотности загрязнения территории плутонием, Результаты и схема расчета приведены в табл. 3.

Таблица 1. Условия моделирования при определении ожидаемой скорости экскреции ^{239}Pu с мочой

Населенный пункт	Активность	Показатель, единицы измерения
Оташев	1,6	Число дней в году
	6,5	Коэффициент перехода от Ки·км$^{-2}$ к кБк·м$^{-2}$
	7,7	Коэффициент перехода от (Бк·кг$^{-1}$)/(Бк·кг$^{-1}$) к (Бк·кг$^{-1}$)/(кБк·м$^{-2}$) для массы эффективного слоя почвы 200 кг·м$^{-2}$, что эквивалентно толщине 10 см при плотности 2 г·см$^{-3}$
Опачичи	2,6	Плотность загрязнения плутонием, кБк·м$^{-2}$
	3,8	Коэффициент перехода почва-растения, (Бк·кг$^{-1}$)/(кБк·м$^{-2}$)
	4,6	Масса потребляемых продуктов, кг·сут$^{-1}$
	4,5	Метаболический коэффициент всасывания
	4,3	Период поступления (с момента аварии), сут.
Куповатое	1,0	
Среднее значение	7,8	

Таблица 2. Результаты расчета относительной скорости выведения ^{239}Pu с мочой при однократном и хроническом поступлении

Обозначение в модели	Показатель, единицы измерения:
rel_el=6,3e-5	Отношение скорости экскреции с мочой при хроническом поступлении в течение 10 лет к ежедневному поступлению плутония, (Бк·сут$^{-1}$)/(Бк·сут$^{-1}$)
rel_e2=7,37e-9	Отношение скорости экскреции с мочой через Т=10 лет после однократного поступления к величине этого поступления дня ^{239}Pu, (Бк·сут$^{-1}$)/Бк

Таблица 3. Результат и схема расчета ожидаемых уровней поступления, накопления в организме и ожидаемой скорости выведения ^{239}Pu с мочой у жителей сс. Оташев, Опачичи и Куповатое

Показатель, единицы измерения	Расчет	Значение
Ежедневное поступление ^{239}Pu с рационом, Бк·сут$^{-1}$	intake=A*KP*m_diet	0,00222
Отложение ^{239}Pu в организме за 10 лет, Бк	intake*fl*T	0,00405
Скорость экскреции ^{239}Pu с мочой, Бк·сут$^{-1}$	intake*rel_e1	1,4-7
Полное хроническое поступление ^{239}Pu с рационом, Бк	intake*T	8,1
Однократное поступление ^{239}Pu с рационом, приведенное к той же скорости экскреции плутония с мочой, Бк	intake*rel_e1/rel_e2	19

Таблица 4. Содержание ^{239}Pu в суточных пробах мочи отдельных жителей 30-километровой зоны

На основании расчетов и с учетом неопределенности функции поступления, связанной с отсутствием информации о динамике поступления ^{239}Pu за послеаварийный период, поступление может быть оценено в диапазоне 13,6±5,5 Бк. Ожидаемая текущая

(через 10 лет от начала поступления) скорость суточной экскреции радионуклида определена равной 1,4е-7 Бк-сут$^{-1}$

ИНТЕРПРЕТАЦИЯ ФАКТИЧЕСКИХ ДАННЫХ

Результаты радиохимического анализа проб мочи жителей исследуемого района приведены в табл. 4, из которой видно, что фактические уровни выведения ^{239}Pu существенно (на 3 порядка) выше ожидаемых, полученных на основании расчета по модели для перорального поступления биологически подвижных форм. Возможными причинами столь существенного расхождения результатов могут быть недоучет поступления радионуклида на раннем этапе аварии в период выброса аэрозолей в окружающую среду и попадание радионуклидов в органы дыхания. Другая возможная причина связана с пределом возможности или чувствительности радиохимического метода. Для проверки второго предположения необходимо обеспечить такой объем проб мочи, при котором радиохимический анализ будет выполняться не на пределе чувствительности, а с запасом. Становится очевидной необходимость оценки уровней поступления ^{239}Pu на начальном этапе аварии и для других возможных форм и путей поступления ТУЭ, а также верификация результатов посредством определения ^{239}Pu в пробах секционного материала в будущем. Таким образом, возможными факторами поступления радионуклида могут быть:

1) пероральное поступление биологически подвижных форм через корневую систему;

2) пероральное от поверхностного загрязнения продуктов питания (внекорневое поступление);

3) ингаляционное поступление первичных выпадений;

4) ингаляционное в результате вторичного ветрового подъема (пыления).

Ингаляционное поступление плутония за счет первичных выпадений радиоаэрозолей после аварии, приведенное к единице плотности его выпадений, оценивалось по модели [2], связывающей дисперсный состав выпавших из облака частиц с интегральной концентрацией этих частиц в воздухе. Одновременно данная модель учитывает функцию отложения аэрозоля в легких человека в зависимости от размера его частиц. Для характерного распределения топливных аэрозольных частиц в ближней зоне, коэффициент, связывающий плотность выпадений плутония и величину ингаляционного поступления, составил 0,077 Бк/(мКи/км^2). Следовательно, для района исследований с характерным загрязнением ^{239}Pu 0,1 Ки·км$^{-2}$ однократное ингаляционное поступление в организм человека может быть оценено 7,7 Бк. Ниже приведена оценка ингаляционного

пути поступления ТУЭ в организм человека на позднем этапе аварии на ЧАЭС:

Плотность загрязнения почвы, Бк·м$^{-2}$	3700
Коэффициент ветрового подъема, м$^{-1}$	10^{-9}
Суточный объем дыхания, м^3·сут$^{-1}$	30
Доля отложившегося аэрозоля	0,25
Уровень ингаляционного поступления, Бк·сут$^{-1}$	$2{,}8\cdot10^{-5}$

Согласно представленным данным, полное поступление плутония в организм человека за 10 лет проживания в районе исследования от ветрового подъема оценивается на уровне $2{,}8\cdot10^{-5}\cdot10\cdot365=0{,}102$ Бк.

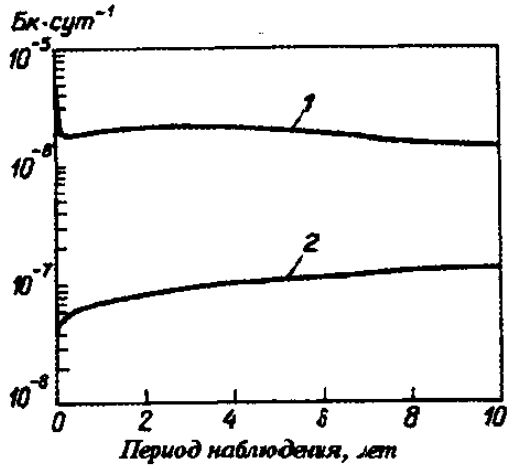


Рис. 3. Содержание ^{239}Pu в моче при постоянном (0,0022 Бк·сут$^{-1}$) и однократном (7,7 Бк) поступлении. Через 10 лет при постоянном пероральном поступлении выведение будет равно $1{,}4\cdot10^{-7}$ Бк·сут$^{-1}$, однократном ингаляционном поступлении[1] - $1{,}48\cdot10^{-6}$ Бк·сут$^{-1}$:
1 - однократное поступление; *2* - постоянное поступление

Таким образом, итоговый баланс накопления плутония в организме жителей по различным путям поступления для района исследований с характерным загрязнением 0,1 Ки/км^2 будет выглядеть следующим образом (в Бк):

Биологически подвижные формы (за 10 лет)	0,00405
Аэральное поступление	Неизвестно
Первичные выпадения (на момент аварии)	7,7
Вторичный ветровой подъем (за 10 лет)	0,102

Отдельным фактором поступления с продуктами питания следует принять поступление с лесными продуктами. Несмотря на крайнюю нерегулярность потребления лесных продуктов, этот фактор может увеличивать среднее пероральное поступление в несколько раз, как это показано для ^{137}Cs в [3].

Как следует из баланса накопления плутония, из учтенных источников поступления наиболее значима ингаляция первичных выпадений. Для сравнения вклада каждого фактора поступления, сравним выведение плутония с мочой при постоянном пероральном (0,0022 Бк·сут$^{-1}$) и однократном ингаляционном (7,7 Бк) поступлении (рис. 3). Также из рис. 3 видно, что через 10 лет после однократного поступления выведение с мочой составит $1{,}48\cdot10^{-6}$ Бк сут$^{-1}$, что на порядок выше расчетной величины выведения при пероральном поступлении, однако существенно ниже содержания, полученного по результатам радиохимического анализа проб мочи жителей.

ВНУТРЕННЕ ОБЛУЧЕНИЕ ОТ ТУЭ

На основании дозовых коэффициентов для однократного поступления [4] верхняя оценка дозы за жизнь от перорального поступления биологически подвижных

[1]Расчеты выведения для однократного ингаляционного поступления сделаны с помощью компьютерной системы дозиметрических расчетов IDSS, автор В. В. Берковский.

форм альфа-излучающих изотопов плутония за год при плотности загрязнения 0,1 Ки/км^2 составила 5,3е-4 мЗв. К этому следует добавить дозу от ^{241}Am, который поступает как из внешней среды, так и образуется в организме за счет распада материнского ядра ^{241}Pu, соотношение которого на момент аварии и суммы альфа-излучающих изотопов плутония было равно 50 [5]. Как показано ниже, годовая пероральная доза от ^{241}Am оценивается на порядок выше, чем от альфа-излучающих плутониев. Таким образом, доза за жизнь от перорального поступления биологически подвижных форм всех альфа-излучающих изотопов составит 5,8е-3 мЗв.

Если учесть более значимые факторы поступления (первичные выпадения и внекорневое поступление), эта величина возрастет на несколько порядков. Если принять, что ингаляционное поступление альфа-излучающих изотопов плутония с первичными выпадениями 7,7 Бк [2] и соотношение ^{241}Pu (родительское ядро ^{241}Am) к альфа-излучающим плутониям равно 50, то пожизненная доза составит (6,8е-5+9,3е-7·50) 7,7=0,88 мЗв.

Для того чтобы как-то сравнить дозу за всю жизнь gpи однократном ингаляционном поступлении с дозой за всю жизнь при хроническом пероральном поступлении, можно последнюю умножить на 50 лет, т. е. период интегрирования дозы за жизнь для взрослого. Таким образом, получим оценку пожизненной пероральной дозы 5,3е-7·50=0,027 мЗв, что составляет 3 % дозы от однократного ингаляционного поступления.

Следует, однако, отметить, что в настоящее время оценка доз от ингаляции первичных выпадений достаточно условна и требует отдельной разработки. Необходимы также дополнительные исследования для оценки внекорневого пути поступления и вклада лесных продуктов.

Среди ТУЭ чернобыльскою происхождения в настоящее время все большее радиологическое значение приобретает ^{241}Am. Исторически сложилось так, что с момента аварии и до нынешнего времени основное внимание при мониторинге ТУЭ в окружающей среде и организме человека уделялось альфа-излучающим изотопам плутония. Ниже представлен сравнительный анализ дозообразования от америция и суммы альфа-излучающих плутониев.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДОЗООБРАЗОВАНИЯ
АМЕРИЦИЯ И СУММЫ АЛЬФА-ИЗЛУЧАЮЩИХ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ

Для численной сравнительной оценки дозообразования от америция и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в реальных условиях после Чернобыльской аварии рассчитаем отношение R накопленной дозы от ^{241}Am к дозе от суммы α-излучающих изотопов плутония при пероральном поступлении.

$$R = \frac{D_{Am} + D_{Am-Pu}}{D_{\Sigma Pu}}. \qquad (1)$$

В числителе формулы (1) - доза от америция, которая состоит из двух компонент. Первая компонента D_{Am} - доза от америция при его поступлении из окружающей среды, вторая компонента D_{Am-Pu} - доза от америция, образующегося в организме человека при распаде ^{241}Pu. В знаменателе доза от суммы альфа-излучающих изотопов плутония. Дозы рассчитываются по простой линейной транспортной модели:

94

$$D = \sigma \cdot KP \cdot C \cdot DK, \qquad (2)$$

где σ - плотность загрязнения почвы, кБк·м$^{-2}$; KP - коэффициент перехода "почва-рацион", (Бк·сут$^{-1}$)/(кБк·м$^{-2}$); С - накопленная активность в организме, Бк/Бк·сут$^{-1}$); DK - дозовый коэффициент на единицу содержания, Зв/Бк.

Окончательное выражение для отношения R принимает следующий вид:

$$R = \frac{DK_{Am}}{DK_{\Sigma Pu}} \cdot \left(\frac{\sigma_{Am}}{\sigma_{\Sigma Pu}} \cdot \frac{KP_{Am}}{KP_{Pu}} \cdot \frac{C_{Am}}{C_{\Sigma Pu}} + \frac{\sigma_{Pu241}}{\sigma_{\Sigma Pu}} \cdot \frac{C_{Am-Pu}}{C_{\Sigma Pu}} \right). \qquad (3)$$

Детальный анализ каждого отношения данного выражения приведен ниже и позволяет построить количественную динамику R.

На рис. 4 показана динамика отношения плотности загрязнения почвы ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония $\sigma_{Am}/\sigma_{\Sigma Pu}$. В качестве начального соотношения между альфа-излучающими нуклидами плутония бралось следующее [5]: $^{238}Pu : {}^{239}Pu : {}^{240}Pu = 2 : 2 : 3$.

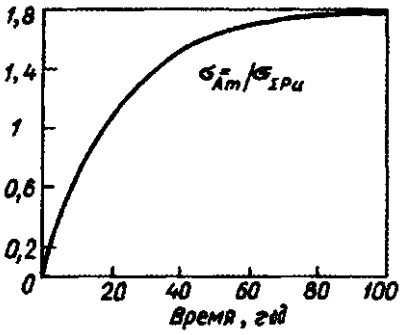


Рис. 4. Динамика отношения активности ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в почве

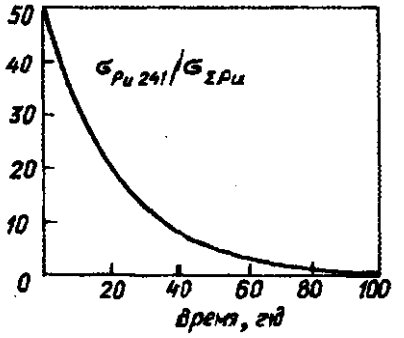


Рис. 5. Динамика отношения активности ^{241}Pu и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в почве

Из рис. 4 видно, что уже через 18 лет плотность загрязнения почвы ^{241}Am станет больше суммы альфа-излучающих, изотопов плутония и отношение $\sigma_{Am}/\sigma_{\Sigma Pu}$ будет больше единицы в течение последующих 350 лет после аварии. Максимума, равного 1,8, это отношение достигает через 100 лет после аварии. Аналогично строится отношение к сумме альфа-излучающих изотопов плутония для ^{241}Pu - $\sigma_{Pu241}/\sigma_{\Sigma Pu}$. Начальное отношение активностей в почве принимается равным 50 [5]. Отношение активности ^{241}Pu к сумме альфа-излучающих изотопов плутония в почве будет больше 1 на протяжении 80 лет после аварии, а в первые десятки лет компонента, содержащая это отношение в выражении *R*, будет доминировать.

Теперь рассмотрим динамику накопления активности ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете человека, $C_{Am}/C_{\Sigma Pu}$, которая построена с помощью модели метаболизма, описанной выше. На рис. 6 показано отношение накопления в скелете при постоянном поступлении, равном 1 Бк·сут$^{-1}$, суммы альфа-излучающих изотопов плутония и ^{241}Am из окружающей среды. Как видно из рисунка, это отношение в течение 25 лет будет больше 1. И хотя дальше оно становится несколько меньше 1, это не существенно, поскольку другой множитель $\sigma_{Am}\cdot KP_{Am}/(\sigma_{\Sigma Pu}\cdot KP_{Pu})$ в это время будет превышать 1.

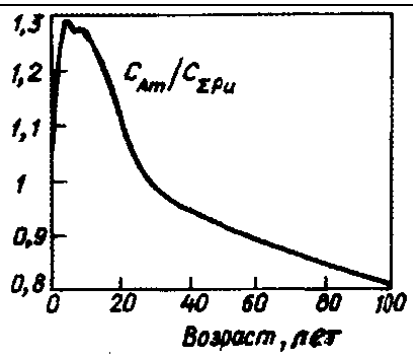


Рис. 6. Динамика отношения активности ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете при постоянном поступлении

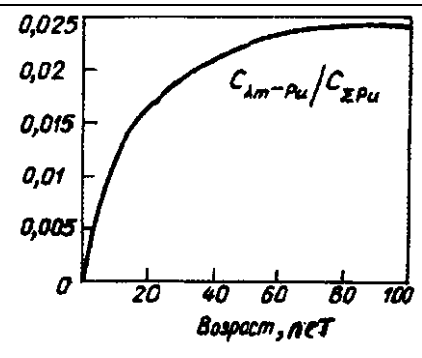


Рис. 7. Динамика отношения активности ^{241}Am (от поступления только ^{241}Pu) и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете при постоянном поступлении

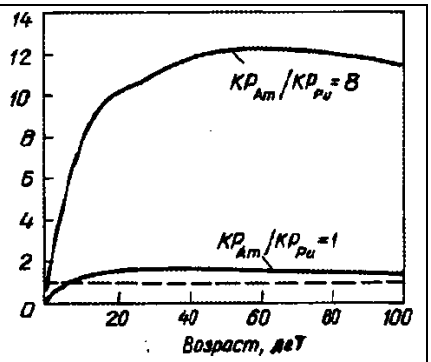


Рис. 8. Отношение содержания в скелете ^{241}Am к сумме альфа-излучающих изотопов плутония при пероральном поступлении для людей 1986 г. рождения

На рис. 7 показано отношение накопления в скелете ^{241}Am и суммы альфа-излучающих плутониев $C_{Am\text{-}Pu}/C_{\Sigma Pu}$ (от постоянного единичного поступления только ^{241}Pu из окружающей среды без учета ^{241}Am и суммы альфа-излучающих плутониев соответственно).

Отношение получается меньше 1, но за счет второго множителя $\sigma_{Pu241}/\sigma_{\Sigma Pu}$ который существенно больше 1, в результате отношение больше 1.

Поскольку костная ткань - основное депо для ТУЭ в организме, и эффективная доза в данном случае определяется именно этим отделом организма, можно ограничиться расчетом доз на структуры, ассоциированные с костью (поверхность кости и красный костный мозг). В этом случае отношение дозовых коэффициентов $DK_{Am}/DK_{\Sigma Pu}$ сведется к отношению средних энергий на распад для ^{241}Am и смеси альфа-излучающих изотопов плутония. Согласно расчету это соотношение равно 1,04.

В конечном итоге для частного случая на рис. 8 построено отношение содержания в скелете ^{241}Am к сумме альфа-излучающих изотопов плутония при пероральном поступлении для людей 1986 г. рождения (для двух значений соотношения коэффициентов перехода "почва- рацион"). Соотношение коэффициентов перехода "почва-рацион" принято равным 8 на основании данных обзора Ф. И. Павлоцкой и соавт. [6] по коэффициентам перехода "почва- растения". Как видно из рисунка (верхняя кривая), отношение в скелете становится больше 1 раньше чем через 1 год, а через 60 лет достигает максимального значения, равного 12. Начиная с 15 лет и протяжении всей жизни человека это соотношение не становится меньше 10.

Коэффициенты перехода "почва-рацион" по ТУЭ вариабельны в диапазоне многих порядков. Однако по данным многих исследователей $KP_{Am}/KP_{\Sigma Pu} > 1$, и оценку, полученную по данным [6], можно считать хорошо взвешенной величиной. Тем не менее,

даже предполагая невероятное отношение коэффициентов перехода $KP_{Am}/KP_{\Sigma Pu}$, равное 1, отношение содержания ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете через 10 лет будет больше 1.

ВЫВОДЫ

Основным фактором (из всех учтенных) поступления ТУЭ в организм является ингаляция первичных выпадений. В связи с тем, что внекорневой путь и потребление лесных продуктов при определенных условиях могут вносить определяющий вклад в поступление ТУЭ с рационом, требуется уточнение и детализация коэффициентов перехода как биологически подвижных, так и внекорневых форм ТУЭ в зависимости от плотности и форм почвенных выпадений через пищевые цепочки к человеку для данных географических условий.

Сравнительный анализ динамики накопления ^{241}Am и суммы альфа-излучающих изотопов плутония в скелете человека показал, что основным дозообразующим фактором среди ТУЭ на позднем этапе аварии становится америций.

1. Age-dependent doses to members of the public from intake of radoonuclides: Part 2. Ingestion dose coefficients // Ann. of the ICRP. ICRP Publ. 67. - 1993. - **23,** N 3/4. - P. 167.

2. Bondarenko O., Demchuk V., Tepikin V., Nagorsky V. Hot particle factor in radiation dose formation after the Chernobyl accident // Proc. 1st int. conf. "The radiological consequences of the Chernobyl accident", Minsk, 18-22 March 1996. - Brussels-Luxembourg, 1996.

3. Shutov V. N., Bruk G. Ya., Basalayeva L. N. et al. The role of mushrooms and berries in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident // Rad. Prot. Dosimetry. - 1996. - **67,** N 1. - P. 55-64.

4. Phipps A. W., Kendall G. M., Stather J. W., Fell T. P. Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides // NRPB-R. - 1991. - 245. - P. 93.

5. Чорнобильська катастрофа / Під ред. В. Г. Барьяхтара. - К., Наук, думка, 1995.

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

Институт радиационной защиты, Киев
Поступила 10.10.96

УДК 547:539.163+621.039.7

В. В. Сорочинский, А. Н. Михеев, М. В. Ручко, А. И. Прохневский

ДЕКОНТАМИНАЦИЯ МЕЛКИХ ВОДОЕМОВ ДЕСЯТИКИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЫ ЧАЭС ПУТЕМ РИЗОФИЛЬТРАЦИИ

Изучена возможность использования растительных технологий для очистки от радионуклидов мелких водоемов десятикилометровой зоны ЧАЭС. Показано, что в условиях водной культуры многие растения характеризуются высокими значениями коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs, что служит предпосылкой эффективного использования технологий ризофильтрации.

Очистка территорий, загрязненных радионуклидами, до сих пор остается одной из ключевых задач, связанных с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС. Свыше 4,8 млн гектаров сельскохозяйственных угодий, лесных массивов, около 2200 населенных пунктов с населением порядка 3,0 млн человек оказались радиоактивно загрязненными [1].

© В. В. Сорочинский, А. Н. Михеев, М. В. Ручко, А. И. Прохневский, 1998

За период, истекший после аварии, накоплен огромный опыт по разработке и использованию методов дезактивации населенных пунктов и промышленных объектов. Что же касается загрязненных сельхозугодий, лесных массивов и водоемов, то разработке методов их очистки уделялось значительно меньше внимания, т. е. их просто изъяли из народно-хозяйственной деятельности. Постепенно, благодаря процессам естественного распада большинства дозообразующих радионуклидов, уровни экспозиционной дозы на загрязненных территориях существенно уменьшились. Тем не мене, проблема очистки разнообразных сред от долгоживущих ^{137}Cs и ^{90}Sr, а также трансурановых элементов, обладающих высокой токсичностью по своим радиационно-гигиеническим характеристикам, не утратила свое значение на территориях с изначально высокими уровнями загрязнения.

Очевидно, что методы дезактивации лесных массивов, водоемов и сельхозугодий должны принципиально отличаться от методов дезактивации населенных пунктов, дорог, техники, зданий, сооружений и т. д. Отличие это обусловлено конечной целью, которая предусматривает не только предотвращение миграции радионуклидов и уменьшение дозовых нагрузок на человека, но и решение задачи возвращения загрязненных территорий и водоемов в сельскохозяйственный оборот. При очистке загрязненных территорий и водоемов немалое внимание уделялось использованию дли этих целей растений, которые характеризуются большими коэффициентами накопления радионуклидов (так называемые гипераккумулирующие растения). Интерес к таким "зеленым" технологиям значительно вырос в последнее время [2-4]. Это обусловлено эффективностью и доступностью самого метода. За период, истекший после аварии на ЧАЭС, накоплен огромный массив знаний по изучению явления накопления растениями радионуклидов и разработке экспериментальных подходов к модификации этого явления. В научный обиход прочно вошли термины "фитодезактивация", "фиторемедиация", "фитодеконтаминация", "фитоэкстракция", "аква-фитодезактивация", "ризофильтрация" и т. д., которые отражают многообразие методологических подходов в решении задачи использования растений для очистки загрязненных почв и водных сред. К сожалению, сами технологии все еще не получили должного распространения в практике.

В случае решения задачи очистки почв использование растительных технологий может иметь определенные ограничения, обусловленные особенностями физиологии питания растений микроэлементами и низкой доступностью радионуклидов растениям. В случае водных сред использование растений может, на наш взгляд, иметь значительно большую эффективность, поскольку коэффициенты накопления радионуклидов растениями в случае их водной культуры могут иметь огромные значения, достигая подчас несколько тысяч [5]. Основной вопрос, который нужно решить в связи с обоснованием технологии ризофильтрации - это какие растения использовать в разрабатываемых технологиях. С одной стороны, представляется эффективным применение высшей водной растительности, которая характеризуется высокими значениями накопления радионуклидов [6], большой биомассой и простотой ее сбора. При этом водная фаза для таких растений является естественной средой обитания. Однако, с другой стороны, нельзя исключить и возможность использования

неводных культур, поскольку при этом проявляются возможности с помощью физиологических и агрохимических приемов управлять процессом роста и развития таких растений.

В этом сообщении проводятся результаты натурных экспериментов по использованию интактных растений для очистки от радионуклидов естественного водоема в районе с. Янов (десятикилометровая зона ЧАЭС). Водоем образовался, по-видимому, во время закладки временных хранилищ радиоактивных отходов (так называемого могильника) в 1986-1987 гг. Уровень содержания радионуклидов в эхом водоеме оказался наиболее высоким из 10 обследованных водоемов, что и обусловило наш выбор. Содержание ^{90}Sr, в частности, до начала экспериментов по ризофильтрации равнялось 1250 Бк/л, а концентрация ^{137}Cs была равна 90 Бк/л. Измерение активности ^{137}Cs проводили на гамма-анализаторе АМА-03 Ф с детектором ДГДК-100 В-3. Содержание ^{90}Sr определяли оксалатовым методом с измерением бега-активности дочерного иттрия [7]. Относительная погрешность измерения стронция в образцах составляла не более 3-5 %. Ошибка измерения ^{137}Cs не превышала 2-7 %. *В* таблицах приведены средние значения 3-5 измерений.

Было испытано два подхода к выращиванию растений на водоеме. Первый подход состоял в том, что растения выращивались непосредственно в водоеме, а второй - реализовался культивированием на водоеме уже достаточно взрослых растений, которые предварительно в течение 1,5 месяцев выращивались в теплице. В первом случае для проращивания растений была создана плавающая конструкция из пенопластовых ячеек квадратной формы. Размер каждой из ячеек: высота 20 см, длина внешней стороны 35 см, длина внутренней стороны 25 см. Внутреннее пространство ячейки, объем которой составлял 625 $см^3$, наполовину заполняли либо чистым перлитом, просеянным через сито с диаметром 2 мм, либо смесью перлита и торфа в соотношении объемов 3:1. Для предотвращения эффекта самопотопления в случае срастания корней с перлитом использовали мелкоячеистую пластмассовую сетку (диаметр ячейки около 1,5 мм), поддерживающую субстрат вместе с растениями. Сетку крепили с нижней стороны ячейки, что полностью исключало просыпание перлита.

Плотности высева семян луговых трав: тимофеевки (*Phleum pratense*) и лисохвоста (*Alopecurus pratensis*), а также гороха (*Pisum sativum*), горчицы (*Brassica juncea*) и подсолнечника (*Helianthus* sp.) (растений, которые использовали в этом эксперименте) составляли, соответственно, 100, 100, 50, 10 и 10 шт./$дм^2$. Семена тимофеевки и лисохвоста высевали непосредственно на поверхность субстрата сразу после размещения конструкции в воде. Семена гороха, горчицы и подсолнечника заделывали в субстрат на глубину 1-2 см. В течение всего периода вегетации, который длился около 3 месяцев, растения периодически прореживали и подкармливали двухкратным раствором Hydro-Sol в количестве 200 мл на ячейку. Горчица и горох в созданных условиях не образовывали большой биомассы. В то же время злаковые растения и подсолнечник растут довольно неплохо, что позволило получить значительный выход биомассы на каждой из ячеек.

В конце эксперимента были срезаны стебли и извлечены корни изучаемых растений. Определение удельной активности растительных образцов производили после их высушивания до воздушно-сухого состояния и последующего измельчения растительных тканей на электрической мельнице.

В табл. 1 и 2 приведены результаты определения радиоактивности в различных растениях. Активность растительных тканей оказалась очень высокой,

Таблица 1. Удельная радиоактивность, Бк/кг, различных частей растений подсолнечника после ризофильтрации

Условия роста растений	Период вегетации на водоеме	Часть растения	Сухая масса, г на 1 ячейку	Активность ^{137}Cs	Активность ^{90}Sr
Непосредственно на водоеме	13 недель	Надземные органы	122	40700	2520000
		Корень	36	444000	999000
Предварительное проращивание в теплице	4 недели	Надземные органы	192	38480	960000
		Корень	27	456300	1015000

Таблица 2. Удельная радиоактивность, Бк/кг, сухой массы, различных частей растений, используемых для ризофильтрации

Вид растений	Период вегетации на водоеме	Субстрат	Сырая масса, г/дм^2	Активность ^{137}Cs	
				Надземные органы	Корни
Phleum pratense	13 недель	Перлит	72	40790*	
		Перлит+Торф	88	51800	88800
Alopecurus pratensis	13 недель	Перлит	54	55900	162800
		Перлит+Торф	65	244200	251600
Brassica juncea	13 недель	Перлит	Не опр.**	36630*	
		Перлит+Торф	Не опр.**	177600*	
Pisum sativum	13 недель	Перлит	102	34410	77700
		Перлит+Торф	Не опр.**	Не опр.**	Не опр.**

* Значения приведены в перерасчете на сухую массу всего растения.

**Показатели сухой массы отдельных частей растения и удельной радиоактивности не определялись из-за технических трудностей, обусловленных незначительной массой самих растений и сложностями их отделения от субстрата.

что свидетельствует о большой накопительной способности растений в условиях аквакультуры. Оказалось, что в разных вариантах выращивания растений можно изменить коэффициенты поглощения радионуклидов. В случае выращивания подсолнечника из семян до стадии взрослого растения непосредственно на водоеме коэффициенты накопления радионуклидов значительно больше этих же показателей для растений, которые сначала доводились до стадии взрослого растения в теплице, а уже потом пересаживали на водоем (табл. 3). Это можно объяснить тем, что сроки накопления радионуклидов в этом случае были почти на 2 месяца больше, чем во втором варианте. Кроме того, на начальных этапах развития растительных организмов очень большое значение имеет и уровень их минерального питания. По-видимому, и возможные колебания активности воды в самом водоеме в течение периода роста растений должны сказываться на уровне содержания радионуклидов. Коэффициенты накопления разных растений могут модифицироваться также и за счет использования разных субстратов, на которых росли растения. Различные субстраты неодинаково удерживают питательный раствор, а также могут по разному влиять на физиологические процессы в растительном организме. Как показывают данные табл. 3, добавление торфа к перлиту существенно увеличивало накопление радиоцезия у лисохвоста и горчицы. Это может быта обусловлено улучшением качества субстрата для развития их корневой системы, что видно при сравнении значений общей биомассы корней в случае роста этих растений на перлите и на комбинированном субстрате.

100

Таблица 3. Коэффициенты накопления (КН) радионуклидов, Бк/кг сухой массы: Бк/кг, для различных растений, используемых в экспериментах по ризофильтрации

Вид растений	Субстрат и условия роста растений	КН ^{137}Cs		КН ^{90}Sr	
		Надземная часть	Корень	Надземная часть	Корень
Phleum pratense	Перлит	452		Не опр.	Не опр.
	Перлит+Торф	578	987		
Alopecurus pratensis	Перлит				
	Перлит+Торф	611	1809	Не опр.	Не опр.
Brassica juncea	Перлит	407		Не опр.	Не опр.
	Перлит+Торф	1973		Неояр.	Не опр.
Pisum sativum	Перлит	382	863	Не опр.	Не опр.
Helianthus sp.	Непосредств. на водоеме	452	4933	2016	799
	Предварительно в теплице	428	7606	768	860

По-видимому, лимитирующим звеном в использовании технологии ризофильтрации для очистки воды от радиоактивности, как и в случае экспериментов с очисткой почв, является использование видов растений, которые способны продуцировать большее, по сравнению с другими видами, количество биомассы. С этой точки зрения наиболее предпочтительным кажется использование подсолнечника. Существенно, что предварительное выращивание растений подсолнечника в теплице и последующая посадка взрослых растений на водоем также позволяет, в конечном итоге, увеличить суммарный уровень накопления радионуклидов за счет большой биомассы растения. Необходимо учесть и то, что изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs по-разному перераспределяются в разных частях растения. Например, основное количество радиоцезия в случае растений подсолнечника было сосредоточено в корнях, в то время, как основное количество ^{90}Sr поступило в стеблевую часть (табл. 1). Такое неравномерное распределение изотопов по органам растения свидетельствует о том, что в процессе использования растений для решения задачи очистки водоемов от радионуклидов необходимо полностью использовать для дальнейшей утилизации все части растения. Возможность извлекать биомассу корней в условиях водной культуры существенно повышает эффективность самого метода.

В работе [8] приводятся результаты о большей выраженности барьерной функции у корневой системы лисохвоста по сравнению с тимофеевкой, что было установлено при исследовании распределения ^{137}Cs по органам растений. Поэтому можно ожидать, что конструирование посевов из представителей разных растительных видов, отличающихся накопительной способностью отдельных органов по отношению к радионуклидам, даст возможность полнее использовать их: сорбционный потенциал.

По нашим предварительным оценкам, объем водоема составлял около 20 м^3, поэтому общий запас радиоактивности, сосредоточенной в водоеме на начало эксперимента, можно оценить как 1,8 мБк ^{137}Cs и 20,5 мБк ^{90}Sr. За весь период вегетации растения вынесли из водоема более 300 кБк ^{137}Cs и около 800 кБк ^{90}Sr. Вероятно, достигнутое значение вынесенной радиоактивности является далеко не предельным. Увеличивая общую площадь "задернения" водоема, обеспечивая оптимальные условия развития растений и применяя другие приемы и способы повышения эффективности ризофильтрации, очевидно можно существенно повысить степень деконтаминации водоемов, загрязненных радионуклидами.

1. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В. Г. Барьяхтара. - Клев: Наук, думка, 1995. - 559 с.

2. Dushenkov V., Kumar N., Motto Я., Raskin I. Rhizofiltration: The Use of plants to remove heavy metals from aquecus streams // Envir. Sci. Technol. - 1995. - 29, N 5. - P. 1239- 1245.

3. Raskin I., Kumar N., Dushenkov S., Salt D. Bioconcentration of heavy metals by plants // Current Oppinion in Biotechnology. - 1994. - 5. - P. 285-290.

4. Gunningham S. D., Ow D. W. Promises and prospects of fhytoremediation // Plant Physiol. - 1996. - 110. - N 3. - P. 715-719.

5. Михеев А. Н., Костюк О. П., Зорин В. В. и др. Изучение вертикального распределения радиоцезия в главном корне водной культуры проростков // Доклады академии наук Украины. - 1994. N 2. - С. 175-177.

6. Широка З. О. Накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами Дніпровських водоймищ - Автореферат дисертації... канд. біол. наук Київ. - 1995. - 25 с.

7. Руководство к практическим занятиям по радиохимии / под ред. А. Н. Несмеянова. - М.: Химия, 1968. - 700 с.

8. Парфенов В. И., Якушев Б. И., Мартынович Б. С. и др. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС): / Под общей редакцией В. И. Парфенова, Б. И. Якушева. - Минск, Навука і техніка, 1995. - 582 с.

Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев
Поступила 10.11.97

УДК 577.391

В. С. Исаенков, Н. В. Соколов, Б. В. Сорочинский

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ В МАЛЫХ ДОЗАХ. АНАЛИЗ СОВРЕМЕННЫХ ПОДХОДОВ И КОНЦЕПЦИЙ

Приведены сведения о современных концепциях и подходах к описанию механизмов биологического действия низких уровней радиации. Анализ литературных данных показывает, что не существует единой общепринятой теории, объясняющей действия ионизирующего излучения в малых дозах. Экстраполяция зависимостей, полученных при изучении действия средних и больших доз ионизирующего излучения в область действия малых доз не всегда правомочна, поскольку дозовые зависимости действия малых доз ионизирующего излучения довольно часто имеют нелинейный характер. Представлены собственные взгляды авторов о возможных биологических механизмах действия низких уровней радиации.

Почти 20 % среднегодовой эффективной эквивалентной дозы человек получает от техногенных источников, при этом их вклад продолжает увеличиваться [1]. В связи *с* этим особое значение приобретает вопрос о возможных последствиях для всего живого такого быстрого и глобального изменения уровня радиационной нагрузки. Поэтому проблема биологического действия ионизирующих излучений в малых дозах становится жизненно важной не только для персонала атомных станций и предприятий ядерного цикла, который по роду своей профессиональной деятельности может соприкасаться с источниками ионизирующего излучения, но и для миллионов людей, проживающих на территориях, загрязненных радионуклидами вследствие ядерных катастроф и испытаний ядерного оружия.

После уникальной по своей природе аварии на Чернобыльской АЭС особенно остро встал вопрос об изучении особенностей влияния ионизирующего излучения в малых дозах на биологические объекты. Чернобыльская катастрофа привела к увеличению

© В. С. Исаенков, Н. В. Соколов, Б. В. Сорочинский, 1998

радиационного фона, вследствие чего огромный контингент населения постоянно подвергается облучению низкой интенсивности. Таким образом, вопрос о биологическом действии малых доз ионизирующего излучения имеет не только "академический" интерес. Статистические данные свидетельствуют о том, что околофоновые дозы радиации приводят к повышению частоты онкологических заболеваний почти в 1,5 раза, имеются данные, что индукция лейкозов происходит уже при дозах в 0,1 сГр [2, 3]. По имеющейся статистике, среди персонала, работающего в Зоне отчуждения с 1986 г., частота распространения болезней эндокринной системы, расстройств органов пищеварения и иммунитета в 5 раз выше, чем показатель этих заболеваний в целом по Украине [4]. Классическая радиобиология оказалась не готовой к однозначной оценке последствий специфического радиационного фактора, сформировавшегося после аварии.

В последние годы появляется все больше экспериментальных результатов, которые свидетельствуют о высокой относительной биологической эффективности действия ионизирующего излучения в малых дозах [5]. Дозовые зависимости, описывающие эффекты такого облучения, довольно часто имеют форму U-образных нелинейных кривых. Бимодальные дозовые зависимости зарегистрированы при облучении в малых дозах разнообразных биологических объектов - растений [5, 6, 7, 8], животных [9], человека [10].

Наиболее детальные результаты получены при исследовании чистоты аббераций хромосом, индуцированных низкофоновым облучением в лимфоцитах периферической крови человека. Анализ зависимостей доза-эффект, полученных многими авторами, позволяет выделить два диапазона доз облучения, в пределах которых дозовая зависимость может быть отличной от линейной. Такие отличия, прежде всего, зарегистрированы в диапазоне доз ниже 5 сГр [11, 12]. Второй интервал, в котором наблюдается существенное изменение хода дозовой кривой, лежит в диапазоне доз 10-50 сГр. Существенной особенностью, свойственной этим дозовым зависимостям, есть наличие дозонезависимого участка (плато) по выходу повреждений (эти результаты ниже будут описаны более детально) [11, 13].

Подобные кривые доза-эффект были получены и при исследовании других объектов. В частности, для таких разных объектов, как проростки *Vicia faba* и фибробласты китайского хомячка, зависимость выхода цитогенетических повреждений от дозы гамма-облучения также описывается нелинейной зависимостью [7]. Нелинейные эффекты отмечены при определении частоты хромосомных аберраций в листовой меристеме ячменя после облучения [5], для частоты летальных мутаций арабидопсиса в 30-километровой Зоне ЧАЭС, при определении биохимических показателей, описывающих состояние генома и функционирование мембранных систем в клетках экспериментальных животных, облученных малыми дозами, для многих биохимических, биофизических и иммунологических характеристик крови участников ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в 1986-1987 гг. [10]. Сопоставление результатов, полученных на разных объектах, позволяет сделать вывод о том, что закономерности выхода многих повреждений в области малых доз имеют универсальный характер [8, 12, 14].

Поскольку зависимость доза-эффект в диапазоне малых доз может иметь нелинейный характер, корректная оценка генетического риска в этом, наиболее значимом с точки зрения практического приложения, случае может базироваться только на четком понимании

молекулярно-клеточных механизмов формирования реакции биологических объектов на обличение в малых дозах. Существует, по меньшей мере, две причины, которые обусловливают различие в биологическом действии обличения в малых и в больших дозах [15]. Первая связана с возможностью качественных различий в распределении по клетке, событий поглощения энергии; вторая - различий в молекулярных механизмах, формирующих ответную реакцию клетки на облучение. Можно предположить, что в формировании реакции биообъектов на слабые воздействия внешнего фактора определяющий вклад имеют тригерные молекулярные механизмы, обусловливающие переключение клетки в новый режим функционирования. Поэтому действие облучения в малых дозах по разному может отражаться на представителях биоты, в одних случаях стимулируя их развитие, а в других, - вызывая неблагоприятные последствия при действии на организм [16].

ЧТО ТАКОЕ МАЛАЯ ДОЗА ?

Можно привести несколько определений понятия "малая доза", однако, ни одно из них не будет исчерпывающим. Очевидно, что для конкретной биологической системы, понятие малая доза имеет конкретное значение, зависящее от чувствительности биосистемы и используемых методик, детектирующих действие излучения. Поэтому при определении термина малая доза целесообразно пользоваться объективными физическими критериями, которые описывают процесс взаимодействия ионизирующего излучения с веществом. В 1976 г. А. Келлер определили понятие "малая доза" как дозу, соответствующую одному событию пролета частицы через заданный объем [17].

Следует признать, что пока не существует и общепринятой концепции биологического действия малых доз радиации. Наиболее очевидным кажется возможность экстраполяции положений линейно-беспороговой концепции, согласно которой индукция радиацией повреждений в молекуле ДНК есть беспороговый процесс, а зависимость доза-эффект по отношению к выходу генетических повреждений линейна на всем диапазоне доз [18]. Следствием этой концепции является утверждение о том, что любое, даже самое малое превышение природного радиационного фона сопровождается появлением дополнительных

генетических повреждений в виде мутационного изменения половых и соматических клеток с их возможной дальнейшей трансформацией. Однако линейная зависимость, которая верна для индукции потенциально летальных повреждений ДНК, не всегда приводит к аналогичной зависимости по выходу генетических повреждений, поскольку в клетках присутствуют системы репарации генома.

В диапазоне малых доз закономерности выхода генетических повреждений могут иметь качественно иной характер, поскольку частота индукции ионизирующим излучением повреждений генома в этом интервале доз ниже уровня спонтанного мутагенеза [12]. Редкоионизирующее излучение в случае клеток животных граница диапазона малых доз в зависимости от значения ЛПЭ излучения лежит в области от десятых долей до нескольких десятков миллигрей [13, 19, 20]. Превышение этой границы выводит клетки за пределы фонового диапазона. С физической точки зрения это означает, что клетка имеет больше, чем одно событие поглощения энергии излучения.

104

Такое повышение интенсивности внешнего воздействия не может проходить незамеченным и должно вызывать ответную реакцию. Действительно, в экспериментах разных авторов на разных объектах показано, что дозы облучения, имеющие значения, близкие к диапазону малых доз, приводят к активации генома, сопровождаются появлением новых генных продуктов, в том числе и белков, которые в "норме" в клетках не наблюдаются, а также происходит повышение количества ферментов репарации [8, 14, 15, 19, 20].

Ионизирующее излучение может индуцировать в клетках несколько независимых репаративных систем. При в отличие от систем адаптивного ответа и итутивной реплакативной репарации, ые имеют антимутагенный характер, сованная в "норме" система SOS-ответа ечивает восстановление деятельности клеток путем повышения ца генетических повреждений [21]. О разнице механизмов индукции систем адаптивного ответа и SOS-ответа свидетельствуют результаты работы [22], где показано, что облучение лимфоцитов в дозе 2-3 сГр инициирует перестройку структуры хроматина, необходимую для активации генов адаптивного ответа, а при дозе в 10 сГр изменившиеся условия хроматина активируют репарационные системы, отличные от систем адаптивного ответа.

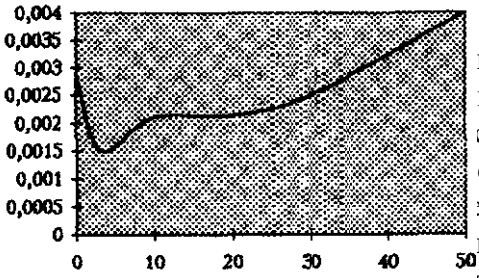


Рис. 1. Зависимость выхода дицентриков лимфоцитов от дозы облучения [22]:
по оси абсцисс - доза, мГр; по оси ординат - выход дицентриков на одну метафазную клетку.

Если проанализировать кривую, полученную Д. М. Спитковским [22] для зависимости выхода дицентриков лимфоцитов от дозы облучения, то, как уже говорилось выше, можно увидеть что она имеет нелинейный характер и характеризуется наличием дозонезависимого участка "плато" (рис. 1). Подобные зависимости отмечаются в работах различных авторов. Для облученных лимфоцитов человека его границы находятся в интервале 10-50 сГр, фибробластов китайского хомячка - 50-100 сГр, проростков *Vicia faba* - 30-100 сГр, вегетирующих растений ячменя - 20-50 сГр [7, 13, 23, 24]. При этом выход генетических повреждений в этих условиях определяется, по-видимому, не внешним воздействием (индукция первичных повреждений), а режимом функционирования клеток. В пользу этого утверждения свидетельствует феномен снижения активности систем репарации с повышением дозы облучения и количества индуцированных облучением первичных повреждений на участке между дозами, что инициируют активность адаптивного и SOS-ответа [12, 25]. Последний участок дозовой зависимости обусловлен переходом клеток в аварийный режим работы, когда емкости систем репарации оказывается не достаточно для

эффективного преодоления индуцируемых внешним воздействием повреждения ДНК. При этом прирост ответа коррелирует с повышением интенсивности влияния индуцирующих повреждения факторов, т. е. кривая доза-эффект является на этом участке монотонно возрастающей.

105

Приведенные результаты иллюстрируют, что зависимость доза-эффект для малых доз облучения действительно может иметь нелинейный характер. Существует несколько концепций, объясняющих возможные механизмы биологического действия малых доз ионизирующего излучения. Большая их часть появилась в последние годы, когда был собран значительный фактический материал, обусловивший интерес к проблеме.

КОНЦЕПЦИЯ ВТОРИЧНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ПОГЛОЩЕННОЙ ЭНЕРГИИ БИОМОЛЕКУЛАМИ

Одним из пионеров в изучении биологического действия малых доз радиации был французский ученый Г. Планель. Суть его опытов состояла в изучении влияния природного радиоактивного фона на организмы [26, 27]. При экранировании живых организмов от природного радиоактивного фона было отмечено ослабление роста и развития организмов. Эти исследования развил А. М. Кузин, который постулирует, что для нормального развития всего живого необходимо существование природного радиоактивного фона [28-32]. Повышенные его уровни положительно влияют на все ступеньки организации живой материи. Предполагается, что ДНК, находясь в клеточном ядре, в конденсированном состоянии при ее возбуждении атомной радиацией, делокализирует и накапливает энергию возбуждения в виде поляритронов. Возбужденная ДНК осуществляет вторичное длительное когерентное излучение уже большей длины волны, подобное митогенетическому излучению Гурвича с характерной для него способностью стимулировать деление клеток [33]. Однако эти воззрения не объясняют такой факт, как повышенный выход генетических нарушений после облучения, поскольку они касаются только той области малых доз, для которой характерно явления стимуляции жизненных процессов (заметим что слово "стимуляция" не есть синонимом слова "польза").

ТЕОРИЯ НЕСПЕЦИФИЧЕСКОЙ РЕАКЦИИ КЛЕТОК НА ПОВРЕЖДАЮЩИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ

В концепции, предложенной Л. Х. Эйдусом, делается попытка объяснить биологические эффекты повреждающих воздействий, вызванные повреждением плазматических мембран [34]. Эти взгляды были развиты автором в 70-е годы [35, 36]. Эффекты малых доз (адаптивный ответ, стимуляция пролиферации и др.) объясняются повреждениями плазматической мембраны, вызывающими снижение концентрации низкомолекулярных клеточных субстратов и нарушением компартментализации, отсюда делается предположение о существовании нижнего порога эффекта малых доз.

Концепция первичного активирующего действия малых доз основана на представлении о снижении внутриклеточного пула различных низкомолекулярных субстратов и увеличении их выхода из клетки после облучения. В результате неспецифической регуляции активности ферментов возрастает адаптивность присутствующих репарирующих ферментов и интенсифицируются процессы их воспроизведения. Нарушения проницаемости, вызванные такими слабыми воздействиями, быстро репарируются, и тем быстрее, чем они слабее. Если скорость реакции превосходит

106

скорость выхода субстратов из клетки, адаптивный ответ не наблюдается. Это обусловливает существование нижнего порога малых доз, инициирующих адаптивный ответ. При увеличении дозы, выше некоторого порогового значения, повреждение мембранных функций возрастают, репарационные процессы не успевают их компенсировать, и в клетке возникает состояние повышенной активности, обусловливающее адаптивный ответ. Суть эффекта мощности дозы имеют два аспекта: при увеличении мощности дозы адаптивный ответ растет в результате увеличения повреждений плазматических мембран, потому что клетка ре- парирует их недостаточно, а при облучении в дозе 50 сГр - снижается за счет усиления ингибирующего влияния декомпартментализации клеточных субстратов, вызванной повреждением функций внутриклеточных мембран [35].

Существование двух разнонаправленных процессов, обусловленых повреждением мембран, и объясняет наличие максимума и верхнего порога в дозовых зависимостях эффектов малых доз. В течении эволюции живой природы универсальный ответ на внешнее воздействие мог закрепиться как защитная реакция. Поэтому должны были отбираться лишь те, которые обеспечивали бы устойчивость - способность преодолевать сдвиги от некой "нормы", вызываемые внешними воздействиями различной природы.

КОНЦЕПЦИЯ СУЩЕСТВОВАНИЯ СУБПОПУЛЯЦИИ КЛЕТОК ЭВОЛЮЦИОННОГО РЕЗЕРВА

Выше уже говорилось о том, что примечательной особенностью дозовых зависимостей в области действия малых доз есть наличие дозонезависимого участка - "плато". Мерой радиобиологического эффекта при этом выступали различные биологические процессы [20, 37-42].

По мнению авторов работ [13, 22, 42], повреждения, инициируемые малыми дозами генетически опасных агентов, в частности ионизирующей радиацией, не являются следствием непосредственного действия этих агентов на ДНК. Повреждения в этих случаях являются итогом программируемой аутогенерации повреждений структуры генетических субстратов в специализировано малой субпопуляции клеток, которые составляют "эволюционный резерв". Эта программируемая инициация генетических повреждений является эволюционно закрепленным признаком увеличения изменчивости на фоне высокой надежности генома, характерного для большинства диплоидных клеток эукариот. Индукция аномалий кариотипа должна приводить к появлению новых генетических вариантов, к отбору из них наиболее приспособленных к новым условиям среды или потенциально ожидаемому более сильному взаимодействию. Любая клеточная популяция состоит из двух различных субпопуляций. Для клеток одной из них характерен адаптивный ответ, зависимость последнего от мощности дозы, уменьшение по сравнению с ожидаемым числа генетических нарушений. Вторая характеризуется увеличением, по сравнению с ожидаемым, числа генетических нарушений, их независимостью от мощности дозы.

Построение этой концепции основывается на экспериментах с лимфоцитами человека. Лимфоциты человека хорошая и удобная тест-система для такого рода исследований, однако не следует забывать, что лимфоциты выполняют в организме

важнейшую и высокоспециализированную функцию - иммунного контроля, и организму было бы не выгодно содержать неисправными клетки, которые играют важную роль в обеспечении его жизнедеятельности. Поэтому поврежденные лимфоциты в организме должны погибать при малейших повреждениях их структуры. Экстраполяция реакций лимфоцитов на воздействие генетически повреждающих агентов на клетки других тканей и организмы не совсем правомочна.

КОНЦЕПЦИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА КЛЕТКИ ПО С. А. ГЕРАСЬКИНУ

Пожалуй, наиболее аргументированной является концепция Гераськина С. А., объясняющая нелинейность эффектов малых доз [12, 18, 25, 43]. Автор делает попытку объяснить существование дозонезависимого участка - "плато" дозовой кривой (рис. 2) с точки зрения структурной реорганизации генома и связанной с ним смены характера генной экспрессии, а также активации мутагенных систем SOS-ответа [12].

С. А. Гераськин постулирует свою концепцию биологического действия малых доз ионизирующего излучения на клетки так [12]:

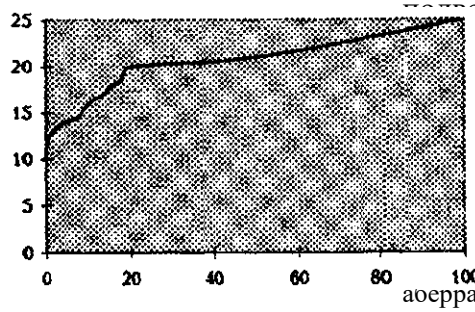
1. В основе реакции клетки на облучение в малых дозах и слабые внешние воздействия некоторых других факторов лежат фундаментальные эволюционно-консервативные механизмы обеспечения устойчивости живых систем и возможности их адаптации к изменяющимся условиям внешней среды.

2. Клетка реагирует на слабые воздействия внешних факторов как единая сложная, иерархически организованная система.

3. Наблюдаемые в области малых и сопредельных с ними доз генетические эффекты обусловлены не столько повреждающим действием ионизирующего излучения либо иных

факторов физической природы, сколько особенностями реализации ответной реакции клетки на слабое внешнее воздействие, и являются результатом сложной цепочки событий, важнейший компонент которой - структурная реорганизация генома и связанная с ней смена модели генной экспрессии.

4. Существует две принципиально различные стратегии, полностью определяющие вид ответной реакции клетки на внешнее воздействие - пассивная и активная. Пассивная стратегия направлена на поддержание динамического равновесия конкретной испытавшей воздействия клетки и заключается в активации систем адаптивного ответа. Активная стратегия наряду с выполнением функций по поддержанию динамического равновесия генетических структур создает предпосылки к увеличению пула изменчивости в подвергшейся воздействию популяции клеток и



чается в активации мутагенных систем SOS-ответа, кже дупликативной транспозиции мобильных ических элементов.

Рис. 2. Изменение частоты аберрантных клеток в вой меристеме ячменя в зависимости от дозы ения [12]:

по оси абсцисс - доза облучения, сГр; по оси ординат - доля аберрантных клеток, %

5. В диапазоне малых и сопредельных с ними доз закономерности выхода генетических повреждений характеризуются ярко выраженной нелинейностью и имеют универсальный характер, различаясь для разных объектов значениями доз, при которых происходит изменение характера зависимости и которые определяются их чувствительностью к внешним воздействиям.

6. В зависимости от интенсивности внешнего воздействия существуют четыре качественно различных типа ответной реакции клеток и соответствующие им участки дозовой независимости.

7. При увеличении дозы от фоновых значений до предела, ограничивающего диапазон малых доз, дозонезависимым является число подвергшихся воздействию клеток, а не среднее число повреждений в каждой клетке, которое в этом диапазоне не зависит от дозы. Поэтому механизмы формирования ответных реакций клеток едины для всего диапазона малых доз, а выход генетических повреждений в каждой клетке в этом диапазоне не зависит от дозы.

8. Превышение предела, ограничивающего диапазон малых доз, активирует в клетке зависящую от мощности дозы реакцию адаптивного ответа, и на молекулярном уровне может быть объяснено наблюдаемое в этом диапазоне доз уменьшение выхода генетических повреждений.

9. Дальнейшее увеличение интенсивности воздействия приводит к тригерному переключению клетки в иной режим функционирования, для которого характерен повышенный выход генетических повреждений, обусловленный работой систем SOS-ответа. Регистрируемое в этом диапазоне "плато" на дозовой зависимости служит своеобразным маркером перехода облученных клеток в качественно иной режим функционирования.

10. Последний участок дозовой зависимости обусловливается переходом клетки в аварийный режим работы, когда мощность систем репарации оказывается недостаточной для эффективного устранения индуцированных внешним фактором повреждений ДНК. При этом приращение отклика следует за увеличением интенсивности воздействия индуцирующих повреждения факторов, т. е. кривая доза-эффект в этом диапазоне является монотонно возрастающей.

КОНЦЕПЦИЯ Е. Б. БУРЛАКОВОЙ О БИОЛОГИЧЕСКОМ ДЕЙСТВИИ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Существенный вклад в изучение эффектов малых доз внесен представителями научной школы Е. Б. Бурлаковой. В их работе [44] показано (рис. 3), что при облучении в дозах от 0,6 до 180 сГр повреждения ДНК имеют два максимума. При дозах в 18-60 сГр процент связывания ДНК с нитроцеллюлозными фильтрами не отличался от контрольного.

Другие эксперименты такого рода и тесты на микровязкость липидов мембран печени мышей, про веденные этим коллективом, подтверждают факт бимодальности проявления эффектов малых доз радиации [14, 17, 45].

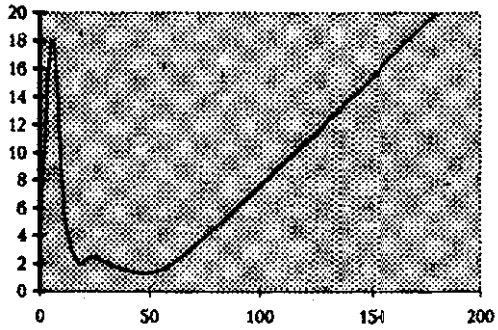


Рис. 3. Зависимость ффект для связывания с целлюлозными фильтрами ДНК селезенки й, облученных гамма-лучами, при сивности облучения 6 сГр/сут [44]:

по оси абсцисс - доза, по оси ординат - связанные ДНК с фильтрами нных мышей, %

109

Исследования денные коллективом Е. Б. Бурлаковой показали

а) зависимость эффекта от дозы при малых дозах имеют сложный нелинейный характер:

б) малые дозы радиации изменяют чувствительность биомакромолекул, клеток, органов, организмов к действию других повреждающих факторов;

в) наблюдаются длительные эффекты последействия;

г) по ряду изменений наблюдается обратная зависимость от мощности облучения.

КОНЦЕПЦИЯ О ВЕДУЩЕЙ РОЛИ НЕПРЯМЫХ МЕХАНИЗМОВ В РЕАЛИЗАЦИИ ЭФФЕКТОВ, ОБУСЛОВЛЕННЫХ РАДИАЦИЕЙ НИЗКОЙ ИНТЕНСИВНОСТИ

Я. И. Серкизом и его коллегами была выдвинута концепция о ведущей роли продуктов радиолиза (свободных радикалов), как повреждающих агентов, при действии малых доз радиации низкой интенсивности на биологические объекты [46]. Действие низких уровней радиации объясняется следующим образом: при уменьшении интенсивности излучения вероятность повреждения клетки увеличивается, поскольку чувствительными мишенями являются мембраны.

Чем выше плотность ионизации, тем больше актов рекомбинации свободных радикалов. Кроме того, плазматические мембраны клеток имеют свое электрическое поле и вследствии этого притягивают отрицательно заряженные свободные радикалы. Следовательно, при действии радиации высокой интенсивности создаются менее предпочтительные условия для достижения свободными радикалами чувствительных мишеней клетки, чем при облучении радиацией низкой интенсивности, близкой к фоновой. Таким образом, длительное воздействие радиации низкой интенсивности является большой опасностью для мембран, а следовательно и для клетки в целом, чем однократное облучение большой интенсивности.

КОНЦЕПЦИЯ НАСЫЩАЕМОСТИ ЕМКОСТИ КОНСТИТУТИВНЫХ СИСТЕМ РЕПАРАЦИИ

В процессе эволюции живые организмы выработали много путей элиминации повреждений, возникающих вследствие постоянного воздействия взаимодействия биосистем с окружающей средой. К числу таких механизмов на уровне молекулярных систем и биохимических систем можно отнести способность клеток репарироватъ повреждения ДНК и мембранных структур, резервирование метаболизма и существование альтернативных путей синтеза многих молекул, компартментализацию метаболических процессов и т. д. На клеточном уровне процессы восстановления от повреждений реализуются благодаря репопуляции клеток. Все упомянутые системы характеризуются одной особенностью. В клетке они присутствуют в "норме" всегда (конститутивные системы), а внешнее воздействие способно в то же время увеличивать их "мощность" за счет синтеза дополнительных компонентов ("индуцибельные системы").

Мы постулируем, что нелинейные эффекты в области малых доз облучения обусловлены ситуацией, когда конститутивные системы восстановления

уже не могут элиминировать радиационно-индуцированные повреждения, а индуцибельные системы еще не начали работать.

При этом постулируется, что запуск работы индуцибельных систем восстановления зависят не только от некоторого порогового значения самих повреждений, а и от скорости их появления (т. е. от мощности действия повреждающего фактора). Это предположение основано на экспериментах, которые проводились нашей научной группой, а именно, исследовании изменений в геноме семян сосны обыкновенной, которые подверглись различным лозовым нагрузкам в режиме хронического облучения. Поглощенная доза ионизирующего излучения за период формирования семян по внешнему гамма-облучению была для различных растений от 0,03 до 6 Гр. Семена проращивали на протяжении 10 суток, потом из проростков сосны получали протопласты, геном которых анализировали методом хроматографии на гидроксилапатите. С целью проверки эффективности работы конститутивных систем репарации протопласты перед анализом подвергали дополнительному острому гамма-облучению в дозах от 10 до 60 Гр, изменяя при этом интервал времени между облучением и дальнейшим лизисом клеток. Этот подход позволил обнаружить, что у протопластов сосны, которые имели определенный уровень "скрытых" повреждений ДНК, возникших вследствие действия хронического обличения, после дополнительного острого облучения в дозах от 20 до 40 Гр инициируются системы репарации, которые не только элиминируют вредные последствия острого облучения, а и устраняют существование "скрытых" повреждений ДНК (табл. 1, 2, 3). Эти системы не индуцируются, если кумулятивная доза составляет 0,03 Гр. В этом случае, возможно, конститутивные системы репарации ДНК уже не могут удалять радиационные повреждения в дозах от 20 до 40 Гр. Отсутствие четкой линейной зависимости исследованных эффектов (прорастание семян, жизнеспособность облученных протопластов, содержание двунитевой ДНК) от дозы облучения можно объяснить, предположивши, что существует некоторый диапазон между дозами, которые вызывают повреждения у биообъектов, и дозами, которые инициируют системы их восстановления. В связи с этим эффект увеличивается с повышением дозы пока системы восстановления (или адаптации) не работают с полной эффективностью. Вместе с интенсификацией процессов восстановления эффект облучения уменьшается и может быть элиминирован. И, наконец, эффект начинает вновь возрастать вместе с повышением дозы, когда уровень повреждений превышает возможности процесса восстановления. Мы полагаем, что определенный уровень "скрытых" повреждений в ДНК есть тот самый сигнал, который при некой пороговой дозе дополнительного облучения

Таблица 1. Влияние гамма-облучения на жизнеспособность протопластов сосны *(M±m, n*=800-1000)

Кумулятивная доза	Жизнеспособность отдельных протопластов, %		
	Без дополнительного облучения	Дополнительно 20 Гр	Дополнительно 40 Гр
Контроль	99,9±0,1	92,8±1,7	89,9±2,1
0,03 Гр	99,9±0,1	86,8±2,1	16,6±3,3
3 Гр	99,9±0,1	98,2±2,0	97,6±1,1
6 Гр	99,9±0,1	91,5±1,8	36,7±3,1

Таблица 2. Динамика изменена количества двунитевой ДНК в протопластах сосны в зависимости от времени после облучения в дозе 20 Гр

Доза хронического облучения	Содержание двунитевой ДНК, относительные единицы, M±m		
	20 Гр	20 Гр, 0,5 ч	20 Гр, 4 ч
Контроль	0,57±0,03	0,88±0,04	0,8±0,01
0,03 Гр	0,80±0,01	-	-
3 Гр	0,77±0,01	0,96±0,01	1,10±0,03
6 Гр	0,82±0,02	0,98±0,02	1,04±0,02

Примечание: - данные отсутствуют; Показатели значительно отличаются от контроля ($p < 0,05$).

Таблица 3. Динамика изменена количества двунитевой ДНК в протопластах сосны в зависимости от времени после облучения в дозе 40 Гр

Доза хронического облучения	Содержание двунитевой ДНК, относительные единицы, M±m		
	40 Гр	40 Гр, 0,5 ч	40 Гр, 4 ч
Контроль	0,69±0,04	0,85±0,01	0,80±0,01
0,03 Гр	0,76±0,01	0,75±0,02	0,72±0,04
3 Гр	0,91±0,01	1,09±0,02	1,16±0,04
6 Гр	0,79±0,03	0,93±0,02	1,1510,02

Примечание**.** Показатели значительно отличаются от контроля ($p < 0,05$).

сразу же индуцирует SOS-ответ. Поэтому индуцибельные и конститутивные системы репарации не всегда "сотрудничают" во времени. Исходя из этих результатов, можно сделать такие выводы:

1. Существует диапазон между дозами, которые вызывают повреждения ДНК протопластов сосны, и дозами, которые индуцируют системы их восстановления.

2. Полученные результаты свидетельствуют в пользу того, что реакция клеток на действие малых доз облучения низкой интенсивности есть функция дозы и времени с начала облучения.

Приведенный выше материал свидетельствует о том, что в литературе активно дискутируются возможные механизмы формирования ответной реакции клетки на облучение в малых дозах. Несмотря на многие отличия, их объединяет главное - попытка объяснить тригерный характер изменений и их неспецифичность по отношению к фактору воздействия. Важной особенностью всех концепций действия малых доз облучений является рассмотрение клетки как сложной, иерархически построенной системы, потому что только исходя из этой позиции можно объяснять качественное различие ответа на облучение в больших и малых дозах.

Реакция клетки на слабое внешнее воздействие есть результат каскада молекулярных событий, которые представляют собой разворачивание во времени жестко заданной генетической программы, выбор конкретного варианта которой определяется интенсивностью и характером внешнего воздействия и зависит от особенностей биологического объекта.

1. *Радиация.* Дозы. Эффект. Риск. - М.: Мир, 1988. - 79 с.

2. *Виленчик М. М.* Модификация канцерогенных и противоопухолевых эффектов излучений. - М.: Медицина, 1985. - 288 с.

3. Sanders C. L. Carcinogeneicity of inhaled plutonium-238 in the rat // Radiat. Res. - 1973. - 56, N 5. - P. 540-548.

4. Волохмеков В. Д., Маралина Г. П., Волкова Л. В., Ганжа Е. Г. Состояние заболеваемости в зоне отчуждения в период с 1986 по 1992 гг. // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1994. - Вип. 1. - С. 27-37.

5. Гераськин С. А., Дикарев В. Г., Дикарева И. С., Удалова А. А. Влияние раздельного действия ионизирующего излучения и солей тяжелых металлов на частоту хромосомных аббераций в листовой меристеме ярового ячменя // Генетика. - 1996. - 32. - С. 272- 278.

6. Lloyd D. C., Edvards A. A., Leonard A. et al. Chromosomal abberatiom in human lymphocytes induced in votro by very low doses of X-rays // Int. of Radiat. Biology. - 1992. - *61*. - N 3. - P. 335-343.

7. Ганасси Е. С. Радиационное поражение и репарация хромосом. - М.: Наука, 1976. - 103 с.

8. Шевченко В. А., Абрамов В. И., Кальченко В. А. и др. Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей Среды в связи с Чернобыльской аварией // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1996. - *36.* - Вып. 4. - С. 531-545.

9. Pohl-Ruling J., Haas O. et al. The effect of lymphocyte chromosomes on additional radiation burden due to fallout in Salzburg from the Chernobyl accidents // Mutat. Res. - 1991. - 262. - P. 209-217.

10. *Чернобыльская* катастрофа: причины и следствие. Ч. 2. Медико-биологические и генетические последствия Чернобыльской катастрофы / Под ред. Е. Б. Бурлаковой. - Минск: Тест, 1992. - 137 с.

11. Виленчик М. М. Нестабильность ДНК и отдаленные последствия воздействия излучений. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - 190 с.

12. Гераськин С. А. Критический анализ современных концепций и подходов к оценке биологического действия малых доз ионизирующего излучения // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1995. - 35. - Вып. 5. - С. 563-571.

13. Спитковский Д. М. Концепция действия малых доз ионизирующих излучений на клетки и ее возможные приложения в трактовке медико-биологических последствий. // Радиобиология. - 1992. - 132. - Вып. 3. - С. 382-400.

14. Бурлакова Е. Б. Эффект сверхмалых доз // Вестн. РАН. - 1994. - 64. - N 5. - С. 425-451.

15. Спитковский Д. М. Концепция действия малых доз ионизирующих излучение на клетки и ее возможные приложения к трактовке медико-биологических последствий // Радиобиология. - 1992. - 32. - Вып. 3. - С. 382-400.

16. Кузин А. М. Стимулирующее действие ионизирующих излучений ю биологические процессы. - М.: Атомиздат, 1977. - 136 с.

17. Keller A. M. // 5th Symposium on Microdosimetry, EUR 5452 / Eds J. Booz, N. G. Ebert, B. Smith. Luxembourg; Comission of the European Communities. - 1976. - P. 409-442.

18. Гераськин С. А. Концепция биологического действия малых доз ионизирующего излучения на клетки // Радиан, биология. Радиоэкология. - 1995. - 35. - Вып. 5. - С. 571-579.

19. Севанькаев А. В. Современное состояние вопроса количественной оценки цитогенетических эффектов в области низких доз радиации // Радиобиология. - 1991. - 31. - Вып. 4. - С. 600-605.

20. Бурлакова Е. Б., Голощаков А. Н., Горбунова А. *М* и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Радиац. Биол. Радиоэкология. - 1996. - 36. - Вып. 4. - С. 610-632.

21. Льюис Б. Гены - М.: Мир, 1987. - 544 с.

22. Спитковский Д. М., Зайцев С. В., Талызина Т. А. Моделирование особенностей инициации генетических повреждений малыми дозами ионизирующих излучений в клетках эукариот на основе концепции существования клеток эволюционного резерва // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1994. - 134. - Вып. 6. - С. 739-746.

23. Севанькаев А. В. Современное состояние вопроса количественной оценки цитогенетических эффектов области низких доз радиации // Радиобиология. - 1991. - 31. - Вып. 4. - С. 600-605.

24. Заичкина С. И., Аптикаева Г. Ф., Ахмадиева А. Х. и др. Особенности реализации цитогенетического повреждения при воздействии малыми дозами на клетки млекопитающих и растений // Радиобиология. - 1992. - 32. - Вып. 1. - С. 38-41.

25. Гераськин С. А., Дикарев В. Г., Дикарева В. С., Удалова А. А. Влияние раздельного ионизирующего излучения и солей тяжелых металлов на частоту хромосомных аберраций в листовой меристеме ячменя // Генетика. - 1996. - 32. - N 2. - С. 16-27.

26. Planel Я., Solihavoup P., Tixador R. Recherches sur 1 action des raduations ionisates naturelles sur la croissanca d etres unicellulaieres // C.r. Acad. Sci. - 1965. - 260. - P. 3770-3775.

27. Planel Я., Solihavoup P., Tixador R. Demonstration of stimulating effect of natural ionizing radiation and of very low radiation doses on ceil multiplication // Biological and enviromental effects of low-level radiation. Vol. I: (Proc. Symp. Chicago, 3-7 November 1975). - Vienna: IAEA. - 1975. - P. 127-140.

28. Кузин А. М. Природный радиоактивный фен и его значение для биосферы Земли. - М.: Наука. - 1991. - 117 с.

29. Кузин А М. Возможные механизмы участия: природного радиационного фона (ПРФ) в стимуляции деления клеток // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1994. - 134. - Вып. 3. - С. 398-402.

30. Кузин А. М., Вагабова М. Э., Примак-Миролюбов В. Н. О роли естественного фона ионизирующих облучений в начальных фазах развитая растений // Радиобиология. - 1977. - 17. - Вып. 1. - С. 37-40.

31. Кузин А. М., Солженикина П. В., Фиалковская А. А, Примак-Миролюбов В. Н. О возможности влияния естественного радиоактивного фона ионизирующей радиации на развитие млекопитающих // Радиобиология. - 1983. - 123. - Вып. 2. - С. 192-195.

32. Кузин А. М., Суркенова Г. И., Ревин А. Ф. Нативный белок возбужденный g-радиацией в малых дозах, как источник вторичных биогенных излучений // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1996. - **36.** - Вып. 3. - С. 367-379.

33. Гурвич А. Г. Митотическое излучение. - М.: Госмедиздат, 1932. - 127 с.

34. Эйдус Л. Х. О механизме инициации эффектов малых доз // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1994. - **34.** - Вып. 6. - С. 748-758.

35. Эйдус Л. Х. Роль мембран в реакции клеток на внешние воздействия // Биофизика живой клетки. Мембраны. Т. 5. Пущино. - 1974. - С. 96-109.

36. Эйдус Л. Х. Неспецифическая реакция клеток и радиочувствительность. - М.: Атомиздат, 1977. - 151 с.

37. Tedechi Br., Caporossi D., Vernole P., Padovani L. et. al. Do human lymphosytes exposed to the fallout of the Chernobyl accident exhibit an adaptive response? Challennge with bleomycin // Mutat. Res. - 1995. - **332.** - P. 39-44.

38. Singh P., McCoy T., Tice R., Schneider L. A simple technique for quantitation of low lewels of DNA damage in individual cells // Exp. Cell Res. - 1988. - 175. - P. 184- 191.

39. Газиев А. И. Возможность индукции адаптивного ответа клеток на воздействие ионизирующей радиации // Радиобиологии. - 1986. - 26. - Вып. 4. - С. 447-452.

40. Lloyd D. C., Edvards A A, Leonard A et al. Chromosomal aberrations in human lymphosytes induced in votro by very low doses of X-rays // Int. J. Radiat. Biol. - 1992. - 61. - N 3. - P. 335-343.

41. Pohl-Ruling J., Fisher P. The dose-effect relationship of chromosome aberrations to alpha and gamma irradiation in population subjected in a population subjected to an increased burden of natural radioactivity // Radiat. Res. -1979. - 80. - P. 61-81.

42. Спитковский Д. М., Ермаков А В., Горин А И. и др. Особенности внепланового синтеза ДНК и изменений параметров ядер лимфоцитов человека после действия рентгеновского излучения в малых дозах и в сочетании с УФ облучением // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1994. - **34.** - Вып. 1. - С. 23-26.

43. Гераськин С. А, Саракульцев В. А**.** Стохастическая модель индуцированной нестабильности генома // Радиац. биология. Радиоэкология. - 1995. - **35.** - Вып. 4. - С. 451- 463.

44. Жижина Г. П., Скалацкая С. И, Бурлакова Е. Б. Влияние малых доз ионизирующей радиации на ДНК селезенки при облучении мышей // Радиац. биол. Радиоэкология. 1994 - ***34.*** - Вып. 6. - С. 759-763.

45. Burlakova E. B. Some aspects of risk determination at low level irradiation // Abstr. 1-th Int. Congr. of Radiat. Research., Wuizburg (Germany). - 1995. - P. 170.

46. Серкиз Я. И., Пинчук В. Г., Пинчук Л. Б. и др. Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС. - Киев: Наук. думка, 1992. - 172 с.

Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев
Поступила 10.07.97

УДК 550.424.4 + 551.4 : 551.3 + 556.388

В. С. Перехрест

ВЫНОС РАДИОНУКЛИДОВ СКЛОНОВЫМ СТОКОМ И ИНФИЛЬТРАЦИОННЫМ ПОТОКОМ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Приведены результаты натурных исследований смыва радионуклидов склоновым стоком и инфильтрационным потоком в бассейнах малых рек в зоне Чернобыльской АЭС по данным натурных наблюдений в начальный период после аварии.

Авария на Чернобыльской АЭС и сложившаяся в это время метеорологическая обстановка обусловили интенсивное радиационное загрязнение части бассейна верхнего Днепра. Кроме того, сформировавшийся западный след покрыл часть водосбора р. Припяти. Указанная зона характеризуется достаточно густой речной сетью, включая малые реки и временные водотоки, что способствует интенсивному отведению поверхностного стока с площади водосбора. В то же время территория зоны имеет равнинный характер с большим количеством замкнутых понижений, способствующих интенсивному питанию подземных вод.

Природные особенности зоны и то, что на начальном этапе основная масса радионуклидов сконцентрировалась в поверхностном слое почвы, обусловили первоочередной задачей исследований для прогноза качества воды р. Днепра оценку смыва радионуклидов склоновым стоком и миграцию в почвогрунтах по глубине за счет инфильтрационного потока. Исследования проводились в естественных условиях на стоковых площадках, позволивших проводить режимные наблюдения за миграцией цезия-134, цезия-137 и стронция-90 в условиях как активного эксперимента, так и в естественных формированиях склонового стока и инфильтрационного потока. Стационарные площадки размером 8,5х12 м и 8х10 м располагались соответственно в бассейне р. Брагинка (с-з

"Припятский") и р. Сахан (с. Речица), оперативные стоковые площадки в бассейне р. Сахан (с. Речица, с. Толстый Лес).

Почвенным покровом в бассейне р. Брагинки является торф глубиной 0,5-0,6 м, подстилаемый супесчаными отложениями. Уровень грунтовых вод на глубине 1,7 м. Радионуклидный состав проб грунта представлен в табл. 1, из которой видно, что за семь месяцев только изотопы цезия продиффундировали на глубину более 5 см.

Почвенный покров площадок в бассейне р. Сахан до глубины 5 см представлен мелкозернистым гумусированным песком, до

Изотопный состав	Пробы гр	
	0-5	5-10
Сурьма-125	1087,0	
Цезий-134	60305	720
Рутений-106	210300	
Цезий-137	128100	1606
Церий-144	800608	
Цирконий-95	266900	
Ниобий-95	115503	

		Пробы грунта по глубине, см				
		5-10	15-20	30-35	40-45	50-55
Рутений-106	252471	1724,2				
Цезий-137	117943	1115,6	225,1	99,0		
Цирконий-95	291493					
Ниобий-95	130003					
Цезий-134	49608,9	353,1				

глубины 8 см - мелкозернистой гумусированной легкой супесью, до глубины 20 см - мелкозернистым песком.

Таблица 1. Радиоэлементный состав и активность нуклидов, ПКи/**кг,** проб грунта из шурфа на стоковой площадке в бассейне р. Брагинка (ноябрь 1986 г.)

© В. С. Перехрест, 1998

Гранулометрический состав характеризуется (90 %) содержанием фракций размерами 0,5-0,05 мм. Минералы легкой фракции составляют 99,9 % и представлены в основном (90-95 %) кварцем, полевым шпатом (1-*7 %).* Минералы тяжелой фракции представлены цирконом, рутином, имманитом. Коэффициент фильтрации равен 0,6-1,8 м/сут, коэффициент инфильтрации - 0,3-0,5 мм/мин. Радиоэлементяый состав грунта представлен в табл. 2. Активность нуклидов в пробах грунта этих площадок примерно одинакова (10^{-4}).

Для оценки суммарного радиационного загрязнения на площадках была сделана площадная съемка, результаты которой представлены в табл. 3.

Изучение переноса радионуклидов склоновым стоком, сформированным естественными осадками, показал его низкую интенсивность осенью 1986 г. На стоковой площадке в бассейне р. Сахан инфильтрация супесчаных почв превышала объем поступающей с осадками воды, что исключало формирование склонового стока. На стоковой площадке в бассейне р. Брагинка сложилась иная обстановка. Выпавшие 25 ноября осадки обеспечили формирование склонового стока. Анализы показали, что суммарное радиоактивное загрязнение склонового стока составляло $1{,}0 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, а осадков - $3{,}5 \cdot 10^{-10}$ Ки/л.

Изучение выноса радионуклидов склоновым стоком, сформированным в условиях искусственного дождевания, осуществлялось параллельно на двух указанных стоковых площадках.

Таблица 2. Радиоэлементный состав *и* активность проб грунта, ПКи/кг, шурфов на стоковых площадках в бассейне р. Сахан (ноябрь 1986 г.)

Дождевание проводилось с помощью распыляющей воду пожарной насадки. Для увлажнения использовалась вода из системы водоснабжения г. Чернобыля. Создаваемый напор обеспечивал равномерное увлажнение площадок. Дождевание осуществлялось

дважды. Пробы воды склонового стока из водосборного лотка площадок отбирались порционно, соответственно на момент его появления (1), окончания (3) и в середине периода (2), что представлено в табл. 4.

Таблица 3. Радиоэлементный состав и активность нуклидов, ПКи/кг, в верхнем слое 8-10 см на стоковых площадках в бассейне р. Сахан

Проба грунта	Изотопный состав					
	Церий-144	Цезий-134	Рутений-106	Цезий-137	Цирконий-95	Ниобий-95
1	269888	197225	911829	461593	115392	244919
2	253168	192853	734398	454826	114058	250040
3	515040	49190,7	153094	106276	166754	493151
4	479317	269650	115842	602153	180130	439438
5	272731	25585,2	95606,5	60432	110387	174727
6	445397	37595,6	173257	88028,5	191728	342225
7	424984	53147,5	131931	118912	223104	416457
8	241613	177352	746192	397926	111026	243393

Таблица 4. Радиоэлементный состав и активность нуклидов, ПКи/кг, вода поверхностного склонового стока с площадки в бассейне р. Сахан (ноябрь 1986 г.)

Изотопный состав	Пробы отобранной воды					
	первый полив			второй полив		
	1	2	3	1	2	3
Цезий-134	164,0	85,0	85,0	84,1	84,0	87,0
Цезий-137	291,0	181,5	189,3	190,7	195,5	246,0

Таблица 5. Радиоэлементный состав и активность нуклидов, ПКи/кг, снега и воды склонового стока с площадок у сел Речица и Толстый Лес (апрель 198*7* г.)

Изотопный состав	с. Речица		с. Толстый Лес	
	снег	вода	снег	вода
Цезий-134	Ниже фона	123,1	21,9	365,0
Цезий-137	Ниже фона	65,8	54,6	954,5
Рутений-228	133,3	-	35,2	-

Для прогноза времени возможного поступления изотопов цезия со склоновым стоком выполнены расчеты по оценке объема изотопов цезия, находящегося в подвижной форме. Расчеты выполнены по количеству циркония-95, находящегося в топливе, диспергированном в поверхностном слое почвы. Проверку выполненных расчетов осуществляли по ниобию-95. Расхождение составило 11 %. Полученные результаты показали, что в подвижной форме находится 70-75 % нестабильного цезия, а 20-25 % - в виде мелкодисперсного топлива.

Для оценки миграции радионуклидов инфильтрационным стоком исследование проводилось на площадках в бассейне р. Сахан путем налива в шурфы с последующим отбором части инфильтрационного стока.

Активность изотопов цезия в воде инфильтрата составила: по цезию-134 - $1{,}8 \cdot 10^{-10}$, цезию-137 - $2{,}2 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. Отбор воды инфильтрата осуществлялся на глубине 30 см. Как показывают результаты, активность изотопов цезия в воде на три порядка ниже, нежели в верхнем слое почвы.

Экспериментальные исследования по выносу радионуклидов со склоновым стоком талых вод проводились на стоковых площадках в бассейне р. Сахан. Ниже, в табл. 5,

приведен изотопный состав снега и талой воды склонового стока с площадок у сел Речица и Толстый лес.

В табл. 6 приведены данные по активности изотопов цезия в снеге и талой воде склонового стока за период снеготаяния на стационарной стоковой площадке.

Таблица 6. Активность, ПКи/л, снега и талой воды склонового стока на стационарной площадке в бассейне р. Сахан (апрель 1987 г.)

Изотопный состав	Снег
Цезий-134	88,5
Цезий-137	109,0

Для оценки изменения радиологической обстановки в течение осенне-весеннего периода 1986-87 гг. на указанной стоковой площадке из шурфа были отобраны пробы грунта, результаты измерения которых приведены в табл. 7.

Таблица 7. Радиоэлементный состав и активность, ПКи/кг, проб грунта из шурфа на стоковой площадке в бассейне р. Сахан (май 1987 г.)

Изотопный состав	Пробы грунта по глубине, см						
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-40	40-50
Церий-144	146304,0	23398,8					
Сурьма-125	6110,6						
Цезий-134	99785,8	1078,1	223	297	87,2	44,0	66,1
Цезий-137	26777,0	2469,1	699,8	391	105,1	210,3	99,7
Рутений-106	282027,0	2741,1					
Цирконий-95	60397,8	1510,1					
Ниобий-95	257107,0	6813,6					

Кроме того, сравнение проб, отобранных осенью 1986 г. и весной 1987 г., показывает, что глубина общего фронта радиационного загрязнения, определяемого мелкодисперсным топливом, практически удвоилась. Фронт сорбированного почвой цезия достиг глубины 0,5 м.

Для оценки переноса радионуклидов внутрипочвенным стоком был проведен комплекс лабораторных работ по оценке кинетики перехода изотопов из почвы в воду. Измеренные образцы почвы, отобранные на указанных стоковых площадках, помещали в отдельные колбы, интенсивно их перемешивая. Через фиксированные промежутки времени жидкую фазу отделили от твердой и осуществили их радиоэлементный анализ.

Полученные результаты обрабатывались численными методами. Из полученных кинетических кривых рассчитывали значения коэффициентов диффузии.

Кроме того, проведенные эксперименты позволили установить значения констант равновесия, которые для изотопов цезия составляют 26±3. Значения констант равновесия, в зависимости от типа почв, меняются по сравнению со средними значениями на 20 %. Речь идет о том, что при переходе от песчаных типов почв к торфам (применительно к условиям зоны отселения Чернобыльской АЭС) значения указанной константы менялось от 23 до 29.

Комплекс проведенных работ позволил оценить реальный коэффициент диффузии радионуклидов с внутрипочвенным стоком, наблюдаемым на стоковых площадках, по следующему уравнению:

$$D = \frac{D_0 (W h + k_g)}{W + K_d},$$

где K_d - реальная величина константы распределения, составляющая 980-1000; W - влажность в относительных долях; D_0 - коэффициент диффузии в чистом растворе; **h** - отношение подвижности непоглощенных ионов в системе к подвижности их в чистом растворе; k_g - величина отношения подвижности поглощенных ионов к подвижности их в чистом растворе.

Значение коэффициента диффузии изотопов цезия с внутрипочвенным стоком на стоковых площадках составляло $2 \cdot 10^{-10}$-$5 \cdot 10^{-11}$ см^2/с. Полученное значение коэффициента диффузии можно положить в основу оценки значений концентраций (C) изотопов цезия по профилю, используя следующее уравнение:

$$C_{(x,t)} = \frac{Q e^{-x^2/4Dt}}{\sqrt{\pi Dt}},$$

где Q - количество изотопов цезия на поверхности почвы; t - время; x - глубина проникновения фронта.

Наряду с изучением миграционных характеристик изотопов цезия был проведен анализ поступления с поверхностным и грунтовым стоком стронция-90. Полученные результаты представлены в относительных величинах (стронций-90/цезий-137).

Таблица 8. Относительное содержание (Sr^{90}/Cs^{137}) в пробах воды и снега в бассейнах малых рек 30-километровой зоны ЧАЭС.

№ п/п	Место отбора и вид проб	Дата отбора	Sr^{90}/Cs^{137}
Бассейн р. Ильи			
1	Снег	17.02.1987	1,1
2	Вода в реке	28.05.1987	1,45
3	Вода грунтовая из скважин	08.12.1986	1,2
4	Вода грунтовая из скважин	09.02.1987	1,5
Бассейн р. Сахан			
5	Грунтовая вода	08.12.1986	1,2
6	Грунтовая вода	09.02.1987	1,5
Бассейн р. Брагинка			
7	Снег	19.02.1987	0,6
8	Вода грунтовая из скважин	18.02.1987	1,9

Из данных табл. 8 видно, что концентрация стронция-90 хорошо коррелирует с концентрацией цезия-137.

ВЫВОД

1. В бассейнах малых рек Сахан и Брагинка подвижные формы нестабильного цезия в ноябре 1986 г. составили 70-75 % общего их содержания в поверхностном слое почвы.

2. Константа распределения цезия между водой и почвой, определенная в кинетических условиях (при избытке воды и интенсивном перемешивании), составляла 26±3, в реальных полевых условиях - 980-1000. Коэффициент диффузии цезия с внутрипочвенным стоком составлял $2 \cdot 10^{-10}$-$5 \cdot 10^{-11}$ см^2/с.

3. Смыв радионуклидов цезия-134 и цезия-137 склоновым стоком составляет (по каждому) около 0,002 % их количества на 1 мм поверхностного стока. Суммарный смыв радиоактивного загрязнения склоновым стоком составляет 0,0066 % на 1 мм склонового стока их общего количества.

4. Интенсивность миграции изотопов цезия определяется инфильтрационной способностью почвогрунтов. Интенсивность вымыва сохраняется на уровне, соответствующем поверхностному склоновому стоку, т. е. 0,002 % по цезию и 0,0066 % - суммарному.

5. Содержание изотопов стронция-90 в пробах воды (снег, поверхностный сток, грунтовые воды) хорошо коррелирует с содержанием изотопа цезия-137 и превышает содержание последнего на 20-50 %.

УНИИВЭП
Поступила 10.12.96

УДК 504.3.064.36(477.41).556.3.504.3

М. С. Ходоровский, А. Я. Абрамис, В. А. Синицын, В. В. Токаревский,
Е. П. Скоробогатько, А. К. Чебуркин, И. Я. Симоновская, Д. А. Кулик, Н. И. Проскура

МАКРОКОМПОНЕНТНЫЙ И РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ВОД ОБЪЕКТА "УКРЫТИЕ"

Впервые представлены данные о макро- и микрокомпонентном составе водных растворов объекта "Укрытие". Предложен оптимальный комплекс исследования их химического состава и свойств. Обсуждаются факторы формирования растворов. Рассматриваются механизмы взаимодействия "блочных" вод с топливосодержащими массами (ТСМ). Показана исключительная роль водных растворов объекта "Укрытие" в пространственном перераспределении радионуклидов.

За время после аварии на Чернобыльской АЭС и сооружения объекта "Укрытие" выполнен значительный объем исследований, направленных на изучение состояния и вещественного наполнения разрушенных помещений 4-го энергоблока. До недавнего времени наиболее важными направлениями исследовательских работ являлись контроль радиоактивной обстановки и всестороннее изучение твердых высокорадиоактивных топливосодержащих материалов (ТСМ) [1, 18, 6] включая их дисперсную и высокодисперсную (аэрозольную) формы [2], которые рассматривались в качестве основных источников ядерной, радиационной и экологической опасности. Результаты подобных исследований служили основой для разработки и внедрения технических средств (система "Финиш" и др.), обеспечения безопасной эксплуатации и мер по преобразованию объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему.

Однако совокупность результатов изучения внутриблочного пространства свидетельствует о том, что оно представляет собой сложную гетерогенную систему, к числу основных фазовых составляющих которой, помимо ТСМ и аэрозолей, относятся также подвижные фазы - внутриблочная атмосфера и водные растворы. Наличие водных растворов внутри объекта "Укрытие" обусловливает возможность протекания химических процессов, которые могут приводить к межфазному перераспределению химических компонентов (в том числе радионуклидов), их мобилизации и переносу. Об этом, в частности, свидетельствуют высокие концентрации радиоактивных элементов (U, Pu, Cs и Sr и др.) в водах, отбираемых из помещений объекта "Укрытие", а также обнаружение на поверхности лавообразных ТСМ так называемых желтых пятен - минеральных новообразований урана: $(Na_4(UO_2)(CO_3)_3 \cdot nH_2O$, $UO_3 \cdot 2H_2O$ и др. [3]. Таким образом, явления химического взаимодействия ТСМ с водными растворами в объекте "Укрытие" следует рассматривать как потенциальный фактор ядерной (возможное накопление ^{235}U вследствие химического перераспределения), а также радиационной и экологической (вынос радионуклидов водными растворами в окружающую среду за пределы "Укрытия") опасности.

В данной работе приводятся результаты исследования химического состава вод, отобранных из различных помещений объекта "Укрытие". На основании анализа данных о концентрациях макрокомпонентов,

© М. С. Ходоровский, А. Я. Абрамис, В. А. Синицын, В. В. Токаревский, Е. П. Скоробогатько, А. К. Чебуркин, И. Я. Симоновская, Д. А. Кулик, Н. И. Проскура, 1998

некоторых радинуклидов и микрокомпонентов в исследованных водных растворах обсуждаются возможные причины формирования их специфических химических свойств, основные черты и возможные последствия химического взаимодействия вод и высокорадиоактивных ТСМ объекта "Укрытие" с точки зрения ядерной, радиационной и экологической опасности этих процессов.

МЕТОДИКА И РЕЗУЛЬТАТЫ АНАЛИТИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Опробование вод объекта "Укрытие" производилось *в* ряде помещений его нижних этажей в июле-ноябре 1995 г. Опробование выполнено в 21 пункте. Часть пунктов опробовалась два и более раз. Всего было изучено 35 образцов вод.

Цветность проб, определенная по стандартной платиновокобальтовой шкале, изменялась от 1 до 30-40 градусов. Исследуемые воды с повышенной цветностью были окрашены в буровато-желтый (пробы 21, 25) или розовато-красноватый (пробы 15, 16) цвета.

Таблица 1. Результаты определения in situ температуры, pH и Eh вод объекта "Укрытие" (апрель 1995 г.).

Номер пункта	t °C ± 0,1	pH±
210/7	9,4	9
210/6	10,8	9,
210/5	9,9	8
Б/Б 1 эт.	6,4	9,

In situ измерения температуры, показателя активности ионов водорода (pH) и окислительно-восстановительного потенциала (Eh) растворов выполнено для четырех пунктов опробования (табл. 1) с помощью портативного электрохимического анализатора фирмы JENWAY-3071.

Определение концентраций основных компонентов ионно-солевого состава проводилось спустя 0,5-1,5 месяца после отбора. Методы титрования использованы для определения концентраций CO_3^{-2} (с соляной кислотой в присутствии фенолфталеина), HCO_3^- (с соляной кислотой в присутствии индикатора метилового оранжевою), $C1^-$ (с азотнокислым серебром в присутствии бихромата калия), Ca^{+2} (с трилоном-Б в присутствии мурексида), Mg^{+2} (с трилоном-Б в присутствии индикатора эриохромчерного). Концентрация SO_4^{-2} определялась турбидиметрическим методом с азотнокислым барием. Определение концентраций NO_2^-, NH_4^+ проведено фотометрически с реактивами Грисса и Несслера соответственно. Концентрация ортофосфат-иона (PO_4^{-3}) определялась колориметрически гидролизом, а суммарное железо (Fe^{+2} + Fe^{+3}) колорометрически с роданидом калия. Результаты определения концентраций макрокомпонентов приведены в табл. 2.

Определение концентрации кремния проводилось фотоколориметрическим методом по молибденовому синему комплексу.

Ацидиметрическое титрование исследуемых проб воды проводилось 0,1 m соляной кислотой по аликвоте 25 мл, pH титруемого раствора измерялся с точностью 0,01 ед. с помощью портативного электрохимического анализатора SENTRON-1001.

Оценка суммарного содержания натрий+калий ионов в общей минерализации производилась расчетным путем, исходя из соотношения экспериментально полученных суммарных моляльностей анионов и катионов. Результаты оценок контролировались сравнением рассчитанных величин минерализации (мг/л - см. табл. 2) со значениями M_p, полученными из выражения:

$$M_p = \Sigma AK_p,$$

Таблица 1. Микрокомпонентный и радиоуклидный состав вод объекта "Укрытие"

Параметры	Номер точки опробования									
	9	11	20	27	14	13	24	26	27	10
Дата отбора	06.07.95	06.07.95	06.07.95	06.07.95	06.07.95	21.07.95	21.07.95	21.07.95	21.07.95	22.07.95
pH	9,44	8,64	9,72	9,62	9,25	7,61	9,45	9,24	н.о.	9,29
Общая щелочность, экв./л	0,058	0,010	0,019	0,019	0,040	0,006	0,060	0,015	н.о.	0,019
$Na^{+}+K^{+}$, мг/л	1232	599	799	696	1450	908	2968	579	561	976
Ca^{+2}, мг/л	10,4	7,0	5,2	5,2	7,0	24,4	20,9	12,9	5,0	5,2
Mg^{+2}, мг/л	14,9	5,3	9,5	6,3	7,4	12,7	8,5	3,2	6,9	4,3
NH_4^{+}, мг/л	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,1	0,1	н.о	0,05—0,1	< 0,1	0,2
$Fe^{+2}+Fe^{+3}$, мг/л	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	0,3
Cl^{-}, мг/л	101	288	138	138	365	839	750	170	231	426
SO_4^{-2}, мг/л	480	120	200	200	100	130	640	140	70	140
NO_2^{-}, мг/л	0,4	< 0,01	0,8	0,01	н. о.	н. о.	н. о.	< 0,01	0,01	0,01
CO_3^{-2}, мг/л	175	< 5	200	100	130	< 5	220	65	100	130
HCO_3^{-}, мг/л	1389	580	687	824	2025	321	3622	656	570	946
PO_4^{-3}, мг/л	8,0	1,25	4,8	0,3	16,0	46,2	126,7	2,2	н. о.	29,6
U, мкг/л	39	152	1408	352	200	1687	123	320	1198	329
ΣPu, Бк/л	7	н. о.	25	16	91	27	5	23	14	28
Cs^{137}, Бк/л	$4{,}8\cdot10^{5}$	$5{,}1\cdot10^{6}$	$2{,}0\cdot10^{7}$	$6{,}9\cdot10^{6}$	$9{,}3\cdot10^{5}$	$7{,}1\cdot10^{7}$	$3{,}0\cdot10^{5}$	$8{,}1\cdot10^{6}$	$5{,}3\cdot10^{6}$	$1{,}5\cdot10^{6}$
Cs^{134}, Бк/л	$1{,}2\cdot10^{4}$	$1{,}2\cdot10^{5}$	$5{,}1\cdot10^{5}$	$1{,}9\cdot10^{5}$	$2{,}3\cdot10^{4}$	$2{,}0\cdot10^{6}$	$7{,}1\cdot10^{3}$	$2{,}2\cdot10^{5}$	$1{,}4\cdot10^{5}$	$3{,}5\cdot10^{4}$
Sr^{90}, Бк/л	$2{,}2\cdot10^{3}$	$4{,}8\cdot10^{4}$	$9{,}9\cdot10^{4}$	$8{,}1\cdot10^{4}$	$4{,}2\cdot10^{4}$	$2{,}3\cdot10^{6}$	$4{,}0\cdot10^{3}$	$6{,}0\cdot10^{5}$	$6{,}3\cdot10^{4}$	$4{,}5\cdot10^{3}$
Общая минерализация, мг/л	3411	1600	2045	1969	4100	2281	8357	1628	1544	2658

Параметры	Номер точки опробования					
	21	7	13	15	16	25
Дата отбора	29.07.95	20.09.95	20.09.95	20.09.95	20.09.95	20.09.95
pH	10,58	9,34	7,85	8,9	9,92	9,76
Общая щелочность, экв./л	0,133	0,047	н. о.	н. о.	0,016	0,063
$Na^{+}+K^{+}$, мг/л	5346	1785	660	936	995	2909
Ca^{+2}, мг/л	43,5	21	26	7	3,5	6,1
Mg^{+2}, мг/л	21,1	14	9,5	7	6,5	7,0
NH_4^{+},	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
$Fe^{+2}+Fe^{+3}$, мг/л	< 0,1	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.

Cl^-, мг/л	963	308	527	199	409	365
SO_4^{-2}, мг/л	880	240	110	170	120	240
NO_2^-, мг/л	0,1	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
CO_3^{-2}, мг/л	1814	< 5	< 5	100	75	350
HCO_3^-, мг/л	4299	2836	382	1140	992	4134
PO_4^{-3}, мг/л	8,4	6,8	40,0	0,15	< 0,1	18,0
U, мкг/л	7682,9	296,2	3487,7	326,3	115,6	150,3
ΣPu, Бк/л	48	18	26	6	4	18
Cs^{137}, Бк/л	$5{,}0\cdot10^7$	$2{,}3\cdot10^7$	$6{,}1\cdot10^7$	$6{,}2\cdot10^5$	$1\cdot10^6$	$4{,}6\cdot10^5$
Cs^{134}, Бк/л	$1{,}5\cdot10^6$	$6{,}2\cdot10^5$	$1{,}6\cdot10^6$	$1{,}3\cdot10^4$	$2{,}7\cdot10^4$	$1{,}1\cdot10^4$
Sr^{90}, Бк/л	$7{,}6\cdot10^5$	$1{,}7\cdot10^4$	$6{,}6\cdot10^5$	$4{,}08\cdot10^3$	$1{,}3\cdot10^3$	$1{,}9\cdot10^3$
Общая минерализация, мг/л	13376	5211	1755	2259	2601	8029

Параметр	Номера точки опробования									
	5	1	2	3	10	13	26	10	13	15
Дата отбора	29.09.95	17.10.95	17.10.95	17.10.95	26.10.95	26.10.95	26.10.95	21.11.95	21.11.95	21.11.95
pH	8,52	н. о.	н. о.	н. о.	9,12	7,97	9,74	9,38	8,23	9.17
Общая щелочность, экв./л	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
Na^++K^+, мг/л	629	413	396	2065	872	647	440	871	435	637
Ca^{+2}, мг/л	8,7	5,2	8,7	8,7	5,2	33,1	5,2	7,0	38,3	5,2
Mg^{+2}, мг/л	6,4	2,2	3,1	3,1	11,7	11,7	4,2	6,4	10,6	5,3
NH_4^+, мг/л	н. о.	н. о.	0,05	н. о.	н. о.	н. о.	0,05	1,0	н. о.	н. о.
$Fe^{+2}+Fe^{+3}$, мг/л	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
Cl^-, мг/л	243	193	182	243	405	537	142	243	293,9	81
SO_4^{-2}, мг/л	70	100	100	200	120	100	100	140	110	110
NO_2^-, мг/л	н. о.	н. о.	0,01	н. о.	н. о.	н. о.	0,02	0,02	н. о.	н. о.
CO_3^{-2}, мг/л	50	25	50	901	200	< 5	275	275	< 5	150
HCO_3^-, мг/л	738	356	331	2518	737	382	254	890	381,6	865
PO_4^{-3}, мг/л	10,6	2,0	1,7	5,6	9,9	< 0,1	0,3	4,6	< 0,1	0,9
U, мкг/л	8042	10450	4667	1438	95	6275	118	95	5488	92
ΣPu, Бк/л	287	450	473	45	193	180	184	н. о.	н. о.	н. о.
Cs^{137}, Бк/л	$3{,}7\cdot10^7$	$3{,}3\cdot10^7$	$3{,}5\cdot10^7$	$4{,}4\cdot10^6$	$1{,}3\cdot10^6$	$5{,}9\cdot10^7$	$8{,}4\cdot10^6$	$1{,}3\cdot10^6$	$6{,}7\cdot10^7$	$4{,}8\cdot10^5$
Cs^{134}, Бк/л	$1{,}0\cdot10^6$	$8{,}5\cdot10^5$	$8{,}7\cdot10^5$	$1{,}0\cdot10^5$	$3{,}1\cdot10^4$	$1{,}5\cdot10^6$	$2{,}1\cdot10^5$	$3{,}0\cdot10^4$	$1{,}7\cdot10^6$	$9{,}8\cdot10^3$
Sr^{90}, Бк/л	$2{,}3\cdot10^6$	$3{,}3\cdot10^6$	$4{,}2\cdot10^6$	$2{,}2\cdot10^4$	$3{,}4\cdot10^3$	$1{,}9\cdot10^6$	$3{,}3\cdot10^4$	$9{,}4\cdot10^3$	$1{,}8\cdot10^6$	$3{,}3\cdot10^3$
Общая минерализация, мг/л	1745	1094	1071	5939	2352	1711	1021	2432	1270	1853

Окончание табл. 2

Параметр	Номер точки опробования								
	6	27	31	16	9	24	8	20	26
Дата отбора	23.11.95	24.11.95	17.04.95	21.11.95	23.11.95	23.11.95	24.11.95	24.11.95	24.11.95
pH	—	8,82	9,07	9,20	9,60	9,24	7,90	9,97	8,56
Общая щелочность, экв./л	—	—	—	—	—	—	—	—	—
$Na^+ + K^+$, мг/л	535	488	397	770	2920	5536	546	1353	2107
Ca^{+2}, мг/л	8,7	5,2	20,9	3,5	12,2	17,4	н. о.	5,2	5,2
Mg^{+2}, мг/л	4,3	7,4	11,7	6,5	11,7	8,5	н. о.	7,4	8,5
NH_4^+, мг/л	1,5	н. о.	2	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
$Fe^{+2}+Fe^{+3}$, мг/л	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
Cl^-, мг/л	233	101	193	172	61	243	30	91	142
SO_4^{-2}, мг/л	90	160	110	200	220	150	60	90	110
NO_2^-, мг/л	0,1	н. о.	2	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
CO_3^{-2}, мг/л	125	100	< 5	250	425	525	25	400	125
HCO_3^-, мг/л	458	534	432	941	1246	2849	280	254	1068
PO_4^{-3}, мг/л	1,6	2,2	н. о.	1,2	2,8	3,2	1,2	4,4	2,8
U, мкг/л	8860	627	39000	137	37	96	13,6	1078	649
ΣPu, Бк/л	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.	н. о.
Cs^{137}, Бк/л	$4{,}0\cdot10^7$	$3{,}5\cdot10^6$	н. о.	$8{,}7\cdot10^5$	$3{,}6\cdot10^5$	$2{,}1\cdot10^5$	$3{,}4\cdot10^6$	$2{,}0\cdot10^7$	$2{,}3\cdot10^5$
Cs^{134}, Бк/л	$1{,}0\cdot10^6$	$8{,}8\cdot10^4$	н. о.	$1{,}9\cdot10^4$	$8{,}2\cdot10^3$	$5{,}2\cdot10^3$	$8{,}4\cdot10^4$	$4{,}9\cdot10^5$	$5{,}5\cdot10^3$
Sr^{90}, Бк/л	$1{,}9\cdot10^6$	$1{,}2\cdot10^5$	н. о.	$1{,}1\cdot10^4$	$2{,}0\cdot10^3$	$1{,}8\cdot10^3$	$3{,}0\cdot10^2$	$9{,}0\cdot10^4$	$1{,}3\cdot10^5$
Общая минерализация, мг/л	1455	1395	1168	2344	2920	5536	546	1353	2107

Примечание: Точность определения: NO_2^- ±0,01 мг/л; NH_4^+ ± 0,05 мг/л; $Fe^{+2} + Fe^{+3}$ ± 0,1 *мг/л;* Ca^{+2}, Mg^{+2} ± 0,5 мг/л; CO_3^{-2}, HCO_3^-, Cl^- ± 5 мг/л; SO_4^{-2} ± 20 мг/л; $Na^+ + K^+$ ± 40 мг/л; общей минерализации ± 80 мг/л; *T*± 0,1 °C; pH ± 0,01); н.о. - не обнаружено.

Определение PO_4^{-3}, U, ΣPu, Cs^{137}, Cs^{134}, Sr^{90} было выполнено сотрудниками лаборатории Е. П. Скоробогатько **(**МНТЦ "Укрытие", ОЯРБ**).**

Места отбора проб: 1 - пом. 012/15; 2 - пом. 012/15; 3 - пом. 012/16; 5 - пом. 009/4; 6 - пом. 012/16; 7 - пом. 009/4; 8 - пом. 01/3; 9 - пом. 101/2; 10 - пом. 405/2; 11 - пом. 405; 13 - пом. 061/2; 14 - пом. 406/2; 15 - пом. 406/2; 16 - пом. 405/2; 20 - пом. 01/3; 21 - пом. 012/13; 24 - пом. 427/3; 25 - Досифеевская лестница; 26 - пом. 207/5; 27 - пом. 207/5, скважина 3.9.65.

где ΣА - экспериментальная сумма анионов, ммоль/л; $К_р$ - коэффициент пересчета, равный 68 для натриевых вод с ΣА > 15 [4]. Относительные отклонения этих величин для большинства проб (за исключением № 11) не превышают 10 %, что указывает на достоверность аналитических данных, а также оценок суммарной концентрации натрий+калий ионов и общей минерализации [11].

Определение концентрации урана (табл. 2) проводилось на лазерно- люминесцентной установке по методу добавок.

Определение концентраций изотопов Cs, Pu и Sr (табл. 2) проводилось методами радиоспектрометрии. В отфильтрованные пробы воды вводилось небольшое количество $HN0_3$ для предупреждения сорбции радионуклидов на стенках сосудов, добавлялся нитрат Sr в качестве носителя и ^{236}Pu в качестве изотопной метки. После упаривания пробы досуха, остаток растворяли азотной кислотой, и из этого раствора отбирали аликвоты для определения изотопов Pu и Sr.

Определение изотопов Cs в водном растворе проводили спектрометрически с помощью γ-спектрометра NUC-8192 с Ge(Li) детектором. Экстракционное выделение Pu из раствора HNO_3 проводили 10 %-ным раствором *три-н*-октиламина (ТОА) в *о*-ксилоле. Спектры а-излучения плутониевых источников измерялись на полупроводниковом α-спекгрометре. Содержание плутония в образцах определялось при обработке спектров с использованием метода изотопного разбавления. Эксгракционно-хроматографическим методом с краун-эфиром определяли Sr.

Химический состав сухого остатка определялся методом рентгено- флуоресцентного анализа [16]. Выпаривание аликвоты исследуемой воды проводилось на полимерной подложке, которая затем помещалась в камеру прибора для проведения измерений. В табл. 3 приведены результаты определения К, Ca, Fe, Ni, Си, Zn, Ga, As, Se, Br, Rb, Eu, Gd, W, Pb и U, выраженные в микрограммах на литр исследуемого раствора. Эталонирование проводилось по стандартизированным водным растворам с известной концентрацией элементов. Предел обнаружения для большинства элементов составляет 5-10 мкг/л, а для циркония - около 100 мкг/л. Ни в одной из исследованных проб не установлено значимых концентраций циркония.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Достоверность и полнота аналитических данных. Эта работа является первой попыткой изучения вод объекта "Укрытие" как составной части химической системы внутриблочного пространства - именно той части, которая в значительной мере определяет характер и направленность протекающих в этой системе химических процессов. Радиационная обстановка внутри объекта "Укрытие" и высокая активность внутриблоч- ной воды очевидно накладывают существенные ограничения на возможность проведения пробоотбора и полноту аналитического изучения проб. Поэтому особого обсуждения заслуживает выбор рационального комплекса методов для изучения такого специфического объекта, а также оценка достоверности полученных результатов.

Результаты измерения параметров воды in situ с помощью портативного электрохимического анализатора показывают, что только таким методом можно получить достоверные данные об окислительно- восстановительных свойствах исследуемых вод. Измерения величины Eh in situ (табл. 1) дали отрицательные значения этого параметра

(восстановительные условия). За время хранения проб воды в течение 0,5-1,5 месяцев величины Eh смещаются в положительную область (лабораторные определения: Eh 80 + 130 mV), что свидетельствует о смещении редокс-равновесий в окислительную область. В то же время, сравнение значений pH, полученных при пробоотборе (табл. 1) и спустя 0,5-1,5 месяца в лабораторных условиях (табл. 2), показывает, что кислотно-щелочные свойства внутриблочных вод остаются достаточно стабильными. Таким образом, лабораторно определенные значения показателя активности ионов водорода могут рассматриваться в качестве достаточно достоверного параметра. Стабильность во времени кислотно-щелочных

свойств исследуемых вод можно объяснить их высокой щелочно-карбонатной емкостью, устанавливаемой методом ацидиметрического титрования (табл. 2).

Достоверность аналитических данных, полученных методом рент- гено-флуоресцентного анализа сухого остатка (табл. 3) можно оценить по концентрациям кальция и урана, которые определялись также традиционными методами титрования и фотометрии (табл. 2). Из сравнения этих данных следует, что для одних и тех же проб максимальные значения относительных отклонений не превышают по кальцию - 40 %, по урану - 20 %. Причем в случае урана рентгено-флуоресцентный метод дает большие значения в области высоких концентраций. В целом же совпадение результатов, полученных двумя независимыми методами, следует признать вполне удовлетворительными. Опираясь на данные рентгено-флуоресцентного метода, можно оценить соотношение калия и натрия в растворах. Из 6 проанализированных проб доля калия в пяти из них изменяется от 28 до 67 %, а в одном равна 5 %. Благодаря использованию данного метода также удалось получить оценки концентраций ряда микрокомпонентов в исследуемых растворах (табл. 3). Таким образом, представляется весьма перспективным использование данного метода для

Таблица 3. Химический состав вод объекта "Укрытия" по данным рентгенофлуоресцентного анализа

Параметр	Номер образца					
	11	13	14	20	24	27
Дата отбора	06.07.95	21.07.95	06.07.95	06.07.95	21.07.95	06.07.95
PH	8,64	7,61	9,25	9,72	9,45	9,62
K, мкг/л	242010	460 30	410710	526160	1110500	467900
Ca, мкг/л	15792,3	19100	7880	5150	24540	10950
Fe, мкг/л	85,7	10,0	8753,4	136,0	264,3	51,7
Ni, мкг/л	н. о.	19,5	41,7	29,4	84,7	35,3
Cu, мкг/л	73,6	20,0	254,0	82,7	203,9	135,5
Zn, мкг/л	41,8	222,8	740	28,7	104,5	35,1
Ga, мкг/л	3,1	н. о.	8,7	н. о.	н. о.	н. о.
As, мкг/л	18,9	н. о.	н. о.	н. о.	51,9	43,9
Se, мкг/л	н. о.	н.о.	н. о.	20,4	9,7	22,3
Br, мкг/л	38,9	45,1	91,2	52,5	255,5	48,1
Rb, мкг/л	550	110	980	690	2470	970
Sr, мкг/л	91,4	90,0	73,0	10,7	165,3	101,3
Eu, мкг/л	н. о.	н. о.	620	н. о.	н. о.	н. о.
Gd, мкг/л	н. о.	н. о.	3040	н. о.	н. о.	н. о.
W, мкг/л	н. о.	н. о.	н. о.	690	137,8	600
Pb, мкг/л	20,7	10,6	1070	30,9	54,2	н. о.
U, мкг/л	100,6	2340	71,5	1660	н. о.	450
Si, мкг/л	70,0	12,5	7,5	7,5	60	35
Перманганатная окисляемость мгО/л	48	48	> 50	31,2	>50	28,2

исследования состава внутриблочных вод, учитывая его неоспоримые достоинства - высокую чувствительность и небольшой объем раствора, необходимый для проведения анализа.

Макрокомпонентный состав внутриблочных вод (табл. *2)* позволяет охарактеризовать их в целом как ярко выраженные хлоридно- гидрокарбонатные калий-натриевые щелочные (pH 7,6-10,5), с общей минерализацией 1,6-12 г/л. Для них весьма характерны повышенные концентрации ортофосфат-иона (до 126,7 мг/л). По классификации Алекина их следует относить к первому типу вод. Среди проанализированных проб можно выделить две подгруппы. В анионном составе вод доминируют гидрокарбонат- и карбонат-ионы (60-74 в катионном - щелочные металлы (калий и натрий). Эти воды являются сильно щелочными (pH > 9) и характеризуются более высокой общей минерализацией. Усредненная формула Курлова для вод первой подгруппы имеет вид

$$PO_4^{-3}(8-20)\,M\,2{,}5\frac{HCO_3^{-}55\,Cl^{-}20\,SO4^{-2}\,13\,CO_3^{-2}\,12}{(Na^{+}+K^{+})97}\,pH9{,}45\,.$$

Химический состав второй подгруппы изученных вод отличается более низкой минерализацией (1-2 г/л) и значениями pH < 9; более высоким относительным содержанием хлорид-иона (40-75 % суммы анионов), низким - гидрокарбонат- (17-48 %) и карбонат- (< 1 %) ионов. В них также доминируют ионы щелочных металлов

$$PO_4^{-3}(1-46)\,M\,1-2\frac{Cl^{-}\,40-75\;HCO_3^{-}\,17-48\,SO4^{-2}\,8-12}{(Na^{+}+K^{+})95}\,pH7{,}6-8{,}6.$$

Как отмечалось выше, измерениями in situ для 4 проб воды получены значения Eh в интервале -83÷-112 mV, что отвечает восстановительным условиям.

Микрокомпонентный состав внугриблочных вод (табл. 3) характеризуется чрезвычайной пестротой. На основании имеющихся данных еще невозможно сделать какие-либо общие выводы - не только о взаимосвязи микро- и макрокомпонентного состава вод, но и об уровнях и амплитуде вариаций содержаний отдельных микрокомпонентов. Вместе с тем представленные результаты показывают, что уровни содержаний Fe (10-260 мкг/л), Ni (20-85) Ga (3-9), Br (40-250), Cu (20-250), Zn (30-220), Sr (10-165) в целом не превышают (или превышают незначительно) кларковые содержания этих компонентов в природных водах окружающих территорий. Уровни содержаний As, Pb, Se, и особенно Rb и W, значительно превышают кларковые (для вод) содержания. На этом фоне отмечаются повышенные концентрации Fe (до 8750 мкг/л), Pb (до 1070 мкг/л), Eu (до 600 мкг/л) и Gd (до 3000 мкг/л) в одной из проб (точка опробования 14). Ни в одной из исследованных проб значимых концентраций циркония (выше 100 мкг/л) не установлено; в то же время концентрации кремния в этих пробах составляют от 7500 до 70000 мкг/л.

Радионуклидный состав вод объекта "Укрытие* по U, Pu, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{90}Sr для исследованных проб представлен в табл. 2. Кроме того, в табл. 3 приведены данные по валовым концентрациям U и Sr, определенным рентгено-флуоресцентным методом. По уровню общей концентрации радионуклидов рассматриваемые вода являются Высоко радиоактивными, и поэтому не имеют аналогов среди природных и известных типов техногенных вод. В то же время различные пробы резко различаются (несколько порядков)

концентрациями радиоактивных элементов. Причем, если между изотопами Cs наблюдается четкая корреляционная связь (коэффициент корреляции К≈1, то в парах Sr-Cs и Cs-U такая связь менее жесткая - (К≈0,8 и К≈0,7, соответственно), а в паре Sr-U выражена очень слабо (К≈0,4). Между концентрациями Pu и других радионуклидов не устанавливается значимой корреляции.

Дли всех определяемых радионуклидов не устанавливается однозначной взаимосвязи с параметрами макрохимического состава исследованных проб воды. Очевидно, переход радиоактивных элементов в растворенное состояние зависит от множества факторов, исчерпывающий анализ которых далеко выходит за рамки данной статьи. Ниже коротко рассматриваются только некоторые наиболее общие аспекты данной проблемы.

Факторы формирования химического состава вод объекта "Укрытие". Основными источниками воды в объекте "Укрытие" являются: атмосферная влага, жидкие средства пылеподавления и техническая вода, попадавшая в объект при бурении, а также из-за протечек в технологических коммуникациях. Формирование специфического химического состава внутриблочных вод определялось введением в объект "Укрытие" различного рода

химических реагентов (средства пылеподавления, нейтронопоглощающие агенты, буровые растворы и пр.), взаимодействием водных растворов с материалами и атмосферой внутренних помещений объекта, а также процессами разбавления - концентрирования водных растворов, которые связаны главным образом с поступлением новых порций влаги или ее испарением, а также со смешением водных потоков различного химического состава.

Состав соединений, введенных в объект, определил специфику макрохимического состава внутриблочных вод. Калий-натриевая специализация и высокая щелочность растворов обусловлены химическим составом пылеподавляющих веществ, поступающих внутрь объекта, количество которых составляет сотни тонн. Важными компонентами пылеподавителей служат растворы солей калия и натрия (главным образом фосфатные), так называемые жидкие стекла (водные растворы силикатов калия и натрия), а также соединения с отчетливо проявленными щелочными свойствами - поверхностно- активные (сульфонол, жидкое мыло) и вяжущие вещества. С этим же фактором следует связывать наличие в растворах повышенных концентраций фосфора, серы, хлора, а также некоторых микрокомпонентов. В частности рубидия, концентрация которого в пробах воды однозначно коррелирует с концентрацией калия (К≈1), а также гадолиния, раствор азотнокислой соли которого использовался в качестве нейтронопоглощающего вещества. По-видимому европий, а возможно и другие редкоземельные элементы, содержались в азотнокислом гадолинии и таким образом попадали в воду в качестве микрокомпонентов. Из рецептурного перечня компонентов растворов, вводимых внутрь объекта, первые места занимают органические соединения. Высокие значения перманганатной окисляемости воды в исследованных пробаз (табл. 3) указывают на существенную концентращно растворенной органики, однако до настоящего времени отсутствуют какие-либо данные о количественном и качественном (видовом) составах органических соединений в водах объекта "Укрытие". Исследования в этом направлении следует считать очень актуальными,

поскольку многие из органических соединений могут являться достаточно активными реагентами по отношению к ТСМ, строительным и другим материалам.

Химическое взаимодействие с ТСМ является главным фактором формирования радионуклидного состава вод объекта "Укрытие". Следует подчеркнуть, что приведенные выше аналитические данные по макрохимическому составу, кислотно-щелочным и окислительно-восстановительным свойствам исследованных вод позволяют сделать вывод о высокой агрессивности внутриблочных растворов по отношению к ураносодержащим соединениям [7], каковыми являются ТСМ. Как известно, [7, 17], щелочно-карбонатные растворы в зависимости от их окислительно-восстановительных свойств могут содержать от долей до нескольких десятков и выше микро- моль/кгH_2O растворенного урана. Это связано с высокой устойчивостью карбонатных комплексов 6-валетного урана в форме уранила (UO_2^{+2}). Особо благоприятными для переноса урана являются окислительные условия, такие, например, которые наблюдаются на дневной поверхности в присутствии свободного кислорода воздуха. По этой причине, как показано, "горячие" частицы топливного типа обладают весьма слабой устойчивостью по отношению к аэрированным поверхностным водам. Приведенные выше (табл. 1) значения восстановительных свойств внутриблочных вод резко отличают их от поверхностных вод, имеющих непосредственный контакт с атмосферным: воздухом. Обоснованное объяснение полученных значений Eh (табл. 1) очевидно требует проведения дополнительных аналитических исследований и модельных термодинамических построений. Однако можно предположить, что важным Eh - определяющим фактором является взаимодействие внутриблочных растворов с урансодержащими компонентами ТСМ. Схематически такой химический процесс может быть проиллюстрирован реакцией растворения диоксида урана в гидрокарбонатных растворах:

$$UO_{2(s)} + 3HCO_3^-{}_{(aq)} + OH^-{}_{(aq)} + 0{,}5O_{2(g)} = UO_2(CO_3)_3^{-4}{}_{(aq)} + 2H_2O_{(l)} \qquad (2)$$

(подстрочные индексы в скобках обозначают фазовое состояние компонентов реакции *s* - твердое, *aq* - водно-растворенное, *g* - газовое, *l* - жидкое). Здесь твердый UO_2 представляет собой один из реально существующих типов ТСМ [1, 6], $HCO_3^-{}_{(aq)}$ - ведущий анион

внутриблочных растворов (см. выше), $UO_2(CO_3)_3^{-4}{}_{(aq)}$ - преобладающая растворенная форма урана в области аналитически определенных значений Eh и pH [17]. Из данной реакции видно, что растворение диоксида урана с образованием карбонатного комплекса уранила сопровождается поглощением гидроксил-иона и свободного кислорода из раствора. В некоторых пробах (табл. 2,3) концентрация урана составляет от десятых долей до 7 мг/л или от $n10^{-6}$ до $n10^{-5}$ моль/кг H_2O. Как следует из данных [17], для области аналитически определенных значений Eh и pH концентрация насыщения $UO_{2(s)}$ соответствует величине порядка 10^{-6} моль/ктH_2O. Иными словами, для некоторых типов вод концентрация растворенного урана близка к равновесной в системе UO_2-раствор. Возможные механизмы достижения таких уровней концентрации определяются конкретными путями и режимом движения воды в объекте "Укрытие" (см. ниже). Устанавливаемые корреляционные связи между концентрациями растворенного урана и растворенных изотопов цезия позволяют предполагать, что существенная часть ^{137}Cs и ^{134}Cs попадает в раствор при

избирательном выщелачивании урана из ТСМ. С меньшей степенью достоверности: можно говорить о подобном пути поступления в раствор ^{90}Sr; в то же время имеющиеся данные не объясняют конкретно механизм поступления в раствор изотопов плутония.

Помимо урана важными составляющими ТСМ являются цирконий, кремний и железо [1, 6], а магний и калий - одним из главных компонентов строительных конструкций объекта "Укрытие". Выше упомянуто, что концентрация циркония в исследованных пробах не достигает предела обнаружения рентгено-флуоресцентным методом (до 100 мкг/л или 10^{-6} моль//кгH_2O), что ниже растворимости гидроксидов циркония в воде [14], гидрокарбонатных [9] и щелочных [12] растворах. Приведенные выше результаты аналитических исследований указывают на невысокие концентрации растворенного железа (табл. 3), а также кальция и магния (табл. 2), что очевидно следует объяснять низкой растворимостью карбонатов щелочноземельных элементов в щелочных растворах. В то же время, благодаря повышенной щелочности, эти воды должны достаточно активно растворять кремнезем из ТСМ н других материалов, что подтверждается высокими концентрациями кремния в водах объекта "Укрытие". Как следует из аналитических данных (табл. 3), концентрация растворенного кремния достигает значений близких к насыщению по аморфному (стеклообразному) кремнезему. Таким образом, благодаря своим специфическим свойствам химическое воздействие внутриблочных вод должно приводить к избирательному выщелачиванию урана и кремния, увеличению пористости, снижению механической прочности ТСМ и относительному повышению содержания циркония и железа в преобразованных ТСМ. В то же время следует ожидать, что материалы железобетонных строительных конструкций будут достаточно химически устойчивы по отношению к внутриблочным водам.

Химическое взаимодействие вод с внутриблочной атмосферой определяется двумя главными процессами. Во-первых, поглощением атмосферного CO_2, растворимость которого существенно возрастает с увеличением щелочности водных растворов. Гидрокарбонатная специализация внутриблочных вод, по-видимому, сформировалась главным образом по этому механизму, хотя другим источником растворенной углекислоты, возможно, являются продукты разложения органических соединений, которые в значительных количествах вводитись в объект "Укрытие". Во-вторых, водные растворы служили поглотителем свободного кислорода, который расходовался в окислительно - восстановительных процессах (типа реакции (2)) при взаимодействии вод с уран- содержащими ТСМ.

Процессы разбавления - концентрирования водных растворов определяются главным образом поступлением новых порций влаги или ее испарением, а также смешением водных потоков различного химического состава. Ясно, что эти процессы тесно связаны с климатическими условиями, динамическим режимом и путями движения влаги. Хотя, имеющиеся в настоящее время данные не позволяют дать полную гидродинамическую характеристику объекта "Укрытие", следует ожидать, что воды на наиболее низких уровнях объекта будут иметь усредненный состав, с устойчивым соотношением компонентов, отражающим как пространственно-динамический, так и временной фактор аккумуляции различных воднорастворимых соединений.

Авторы благодарны А. Ю. Ненаглядову за помощь в проведение измерений. Работа выполнена при поддержке МАГАТЭ в рамках проекта UKR/9/010: "ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESMENT FOR THE CHERNOBYL UNIT-4 SHELTER" (1995-1996 г.)

1. *Боровой А. А., Ибрагимов Г. Д., Огородник С. С. и др.* Состояние 4-го блока ЧАЭС и ядерного топлива, находящегося в нем. - (Препр. ИАЭ) Чернобыль, 1990. - 48 с.

2. *Кузьмина И. Е.* Экспериментальные исследования дисперсного состава аэрозолей объекта "Укрытие" // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - Киев. Наук, думка. - 1994. - Вил. 1. - С. 124-128.

3. *Вишневский А. С., Кузьмина И. Е., Ткач В. Н., Токаревский В. В.* Экспериментальные исследования радиоактивных новообразований объекта "Укрытие" // Проблеми Чорнобильської зони відчуження - Київ: Наук. думка. - 1996. - Вип. 3. - С. 215-223.

4. *Вредные* химические вещества. Неорганические соединения элементов I-IV групп. Справочник / Под ред. В. А. Филова Л.: Химия, 1988. - 512 с.

5. *Вредные* химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VIII групп. Справочник / Под ред. В. А. Филова Л.: Химия, 1988. - 592 с.

6. *Киселев А. В., Ненаглядов А. Ю., Сурин А. И., Ченеров К. П.* Экспериментальные исследования лавообразных топливо-содержащих масс (ТСМ) на 4-м блоке ЧАЭС (по результатам исследований в 1986-1991 годах). Москва, 1992, 120 с. (Препр. НАН Украины, ИАЭ, 5533/3).

7. *Наумов Г. Б.* Основы физико-химической модели уранового рудообразования. - М. Атомиздат, 1978. - 214 с.

8. *Подземные* воды. Внутрилабораторный контроль качества анализов, выполняемых в лабораториях Мингео СССР // НСАМ ГХМУ. - М.: ВИМС, 1987. - 36 с.

9. *Самчук А. И., Дорофей Е. Н.* Комплексообразование циркония в гидрокарбонатных растворах // Геохимия. - 1983. - № 2. - С. 236-244.

10. *Синицын В. А., Кулик Д А, Ходоровский М. С. и др.* Компьютерное физико-химическое моделирование растворимости "горячих" частиц в природных водах 30-км зоны ЧАЭС. НПО "Припять", Чернобыль, 1992. - 46 с. (Препр.).

11. *Справочник* по гидрохимии / Под ред. А. М. Никонорова. - Л.: Гидрометеоиздат, 1989, 391 с.

12. *Шека И. А, Певзнер Ц. В.* Растворимость гидроокисей циркония и гафния в растворах едкого натра // Журн. неорг. химии. - 1960. - 5. - Вып. 10. - С. 2311-2314.

13. *Anderson E. B., Burakov B. E., Pazukhin E. M.* High uranium zircon (Zr, U) SiO4 from "Chernobyl lavas" // Radiochimica Acta 60. - 1993. - 149.

14. *Bilinski H., Branica M., Sitten L. G.* Precipitation and hydrolysis of metallic ions. II. Studies on the solubility of zirconium hydroxide in dilute solution in 1 M $MaC10_4$ // Acta Chem. Scand. - 1966. - ***20.*** - P. 853-861.

15. *Burakov B.E., Anderson E. B., Galkin B. Ya. et al.* Study of Chernobyl "hot" particles and fuel containing masses: implication for reconstructing the initial phase of the accident // Radiochimica Acta 65. - 1994. - P. 199-202.

16. *Cheburkin A K., Andreev A V., Shotyk W.* Energy-dispersive miniprobe multielement analyzer (EMMA) for direct analysis of trace elements in single mineral grains and other amall samples // Contaminated soils. Abstracts of 3rd Internet. Conference on the biogeochemistry of trace elements. - Paris. - 1995.

17. *Langmuir D.* Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits // Geochim. Cosmochim. Acta. - 1978**.** 42. - P. 547-569.

18. *Trotobas M., Blanc J.-Y., Burakov B. et al.* Examination of Chernobyl samples, impact of the accident scenario understanding // Report 1993. - 399. - P. 63-92.

ГСП "Техноцентр", МЧС Украины
ИГМР НАНУ
МНТЦ "Укрытие" НАНУ
ИГН НАНУ
ГНЦРОС НАНУ и МЧС Украины
АЗО МЧС Украины, Киев

Поступила 10.11.96

УДК636.93:591.111

З. Д. Савцова, Л. П. Купраш, Г. М. Бутенко, В. М. Індик, О. В. Щербина,
Т. В. Максюк, І. Ф. Лабунець, І. М. Воейкова, М. Ю. Зарицька, Я. І. Серкіз

МОДИФІКАЦІЯ В ЕКСПЕРИМЕНТІ ЕФЕКТІВ ПОСТІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ РАДІАЦІЄЮ НИЗЬКОЇ ІНТЕНСИВНОСТІ ЗА ДОПОМОГОЮ ФІЗІОЛОГІЧНО ЗБАЛАНСОВАНОГО ФІТОКОМПЛЕКСУ

Дослідження проведене на лінійних мишах, які протягом життя постійно утримувались у 30-кілометровій зоні ЧАЕС на збалансованій дієті, в яку входили продукти, вироблені в забрудненій зоні. У постійно опромінюваних тварин спостерігали зростаюче з часом порушення імунного гомеостазу, підвищення чутливості до експериментальної вірусної інфекції та дії хімічного канцерогену, скорочення тривалості життя. Вивчено можливість корекції перелічених негативних ефектів опромінення за допомогою поліекстракту плодів горобини звичайної (вітчизняний препарат "Фламікар"). Курсове застосування препарату (1 міс на квартал) стабілізувало імунний гомеостаз, нормалізувало чутливість тварин до вірусу грипу та 20-метилхолантрену, збільшувало тривалість життя до рівня неопроміненого контролю.

На сьогодні вже накопичено велику кількість експериментальних досліджень та клінічних спостережень, які беззаперечно вказують на наявність широкого спектра негативних біологічних ефектів радіаційного забруднення середовища внаслідок аварії на ЧАЕС, включаючи розвиток різноманітних патологічних процесів у ссавців (в т. ч. людини), а також зниження загальної життєздатності і опірності організму. Надзвичайно важливо, що з плином часу показники стану здоров'я різних груп населення, яке постраждало від аварії, погіршується [1]. Тому лишається актуальним пошук і розробка профілактично-лікувальних засобів, які б ефективно зменшували (або гальмували) формування негативних змін, спричинених дією факторів аварії.

Складність такого пошуку обумовлена, з одного боку, поліфакторністю впливу аварії (постійне зовнішнє та внутрішнє радіаційне опромінення великим спектром радіонуклідів, нерадіаційне хімічне забруднення, тривалий стрес, тощо), з другого - складним патогенезом "постчорнобильських" уражень (порушення багатьох ланок метаболізму, розвиток змін у переважній більшості органів і тканин, формування "хибних кіл" взаємодії і регуляції різних систем організму, зменшення адаптаційно-компенсаторних можливостей).

Уже досить ясно, що радіопротектори, ефективні при гострому опроміненні, не справляють очікуваної дії при постійному впливі чорнобильського радіаційного фактора [2]. Згідно з теоретичними й експериментальними розробками останніх років, для корекції "постчорнобильських" порушень потрібен комплексний вплив на організм, що включає: первинне поліпшення клітинного метаболізму; посилення продукції енергії; підвищення адаптивних синтезів; стабілізацію клітинного обміну, що зростає з часом; зниження концентрації вільних радикалів, гідропероксидів та пероксидів [2]. На роль коригувальних засобів одними з перших можуть претендувати препарати-адаптогени природного походження, що мають відповідати таким основним вимогам: бути багатокомпонентними, вміщувати сполуки, які підсилюють основну дію препарату і дають багатосторонній сумарний вплив; бути ліпофільними, мембранотроїжими і водночас достатньо водорозчинними, що дозволяло б приймати препарат з їжею чи питано водою довгий час;

© З. Д. Савцова, Л. П. Купраш, Г. М. Бутенко, В. М. Індик, О. В. Щербина, Т. В. Максюк, І. Ф. Лабунець, І. М. Воейкова, М. Ю. Зарицька, Я. І. Серкіз, 1998

мати помірну протонофорність, слабо стимулювати дихання ізольованих мітохондрій ін вітро, мати спряжену дію ін віво та регулювати іонний транспорт; підвищувати імунозахискі сили організму; підтримувати антиоксидантні та антирадикальні властивості тканин.

Багатьом з вказаних вище вимог до препаратів-адаптогенів відповідає поліекстракт плодів горобини звичайної, що являє собою суміш ліпосорбіну (ліпофільна фракція) та гідросорбіну (гідрофільна фракція). В нього входять: каротиноїди, біофлавоноїди, вітаміни, насамперед, С та Б, амінокислоти (в т. ч. незамінні), мікроелементи (Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, J), органічні кислоти, пектинові речовини, які обумовлюють багатосторонність фармакологічної активності. Визначені під час доклінічного вивчення фармакологічні ефекти поліекст- ракту стали підставою для цілеспрямованого вивчення ефективності його застосування з метою корекції негативних наслідків постійного впгійву на організм шкідливих факторів аварії на ЧАЕС в умовах натурних експериментів.

Досліди проведено у 1993-1995 рр. на мишах лінії $C_{57}B1$ розводки віварію ІЕПОР НАН України, яких було завезено до експериментальної бази ІЕПОР в м. Чорнобиль у віці 1,5 міс, та на мишах лінії $CC_{57}W$, що постійно утримувались та розплоджувались на базі ***В М.*** Чорнобиль протягом кількох поколінь (використовували тварин покоління F_2 у віці 2,5 міс). Умови утримання тварин та формування доз зовнішнього та внутрішнього опромінення:

радіаційний вплив на тварин складався з фонового γ-опромінення, а також дії радіонуклідів, які потрапляли в організм з водою та кормом. До харчового раціону мишей входили продукти, вироблені в забрудненій зоні. Сумарна доза зовнішнього γ-опромінення не перевищувала 1 сГр. Активність радіонуклідів у добовому раціоні знаходилась у межах 224 Бк. Внесок α-компоненти в загальну дозу опромінення не враховувався. Докладну радіобіологічну інформацію про модель таких натурних експериментів наведено в публікації [3].

Враховуючи, що однією з систем організму, що найчастіше уражуються при постійному опроміненні в малих дозах, є імунна [2, 4], вивчали ефективність фітокомплексу горобини як засобу стабілізації імунного гомеостазу. Завезених до м. Чорнобиль мишей було розподілено на дві групи: тварини, що не отримували препарату, - "Чорнобиль, контроль", та тварини, що один раз на квартал протягом 1 міс щоденно одержували з кормом фітокомплекс горобини в дозі 250 мг/кг маси тіла - "Чорнобиль+горобина". Обстеження комплексу імунологічних показників провадили один раз на 3 міс після закінчення чергового курсу прийому фітокомплексу. Для оцінки впливу фітокомплексу на віддалені наслідки постійного опромінення тварини перебували під наглядом до кінця життя. Одночасно достежувались миші того самого віку і статі, що утримуються у віварії ІЕПОР у м. Києві - "Київ, контроль". Комплексне імунологічне обстеження включало: вивчення ряду морфофункціональних показників ієрархії органів системи імунітету (органа гемо- та імунопоезу - кісткового мозку, первинного імунокомпетентного органу - тимуса, вторинних органів системи - селезінки та периферичних лімфовузлів); визначення реакції окремих популяцій лімфоцитів на поліклональні мітогени та рівня окремих кооперативних імунних реакцій; оцінку загального показника повноцінності функціонування імунної системи в цілому - стійкості тварин до вірусної інфекції.

133

В табл. 1 наведено порівняльні дані для оцінки ефективності застосування фітокомплексу після перебування тварин у м. Чорнобиль протягом 6 міс та проведення двох лікувальних курсів. Як видно, постійний вплив шкідливих чинників аварії на ЧАЕС призвів до досить істотних порушень імунного гомеостазу. Найменші зміни спостерігали з боку кісткового мозку: його загальна клітинність і вміст стовбурових кровотворних (клітини (одиниці), що утворюють колонії в селезінці, КУО-С) та стромальних (клітини, що утворюють колонії фібробластів ін вітро, КУК-Ф) елементів майже не відрізнялись від київського контролю.

Таблиця 1. Морфофункціональні показники органів системи імунітету мишей С57В1

Показник	Група тварин		
	"Київ, контроль"	"Чорнобиль, контроль"	"Чорнобиль + горобина"
КІСТКОВИЙ МОЗОК			
Клітинність (на 1 стегнову кістку • 10^5)	250,0±20,0	210,0±20,0	200,0±17,0
Концентрація КУО-С (на 10^5 клітин)	15,0±2,0	18,0±3,0	17,0±3,0
Кількість КУО-С (на 1 стегнову кістку) [5][1]	3928,0±840,0	3757,0±842,0	3260,0±640,0
Концентрація КУК-Ф (на 10^5 клітин)	1,310,1	1,0±0,2	1,1 ±0,2
Кількість КУК-Ф (на 1 стегнову кістку) [6]	338,0±81,0	223,0±56,0	223,0±30,0
ТИМУС			
Відносна маса (10^{-3})[2]	1,8±0,2	1,4±0,1	1,6±0,2
Клітинність (10^6)[3]	67,2±11.5 80,5±2,5	29,5±4,9* 62,1±7,2*	39,6±8,7 68,7±4,5
Проліферативна реакція тимоцитів за стимуляції мітогеном ін вітро [7][4]	1,21±0,2	-1,28±0,4*	1,04±0,1**
Титри тимічного сироваткового чинника (log_2) [8]	3,5±0,2	2,2±0,6	6,3±0,97*/**
ПЕРИФЕРИЧНІ ЛІМФОУЗЛИ			
Відносна маса (10^{-3})	1,2±0,1	1,8±0,1*	1,9±0,1*
Клітинність (10^6)	24,5±4,8 81,7±3,5	19,0±0,1 59,1±4,2*	30,7±5,6 61,2±4,8*
Проліферативна активність загального пулу лімфоцитів, імп/хв на 10^6 клітин [9]	34063,2±2508,2	22755,7±2894,7	28042,8±1756,8
Відносний вміст, % / Абсолютна кількість (х10^6)			
Т-лімфоцитів	53,7±2,6 13,2±2,6	51,1±1,4 10,3±1,6	56.8±3,5 17,4±3,2
В-лімфоцитів	36,3±1,0 8,9±1,7	38,0±0,8 7,3±0,4	38,7±3,6 11,8±2,3
Бластів та великих лімфоцитів [9]	9,3±2,0 2,3±0,1	4,1±0,8 0,7±0,4*	3,6±0,3* 1,1±0,2*
Реакція на введення мітогенів ін віво, % [9][5]			
Т-клітинний мітоген - Кон А	13,9±3,6	29,6±5,4	41,5±6,4*
В-клітинний мітоген - ДС	59,3±3,2	78,5±5,6*	48,4±5,0**
Реакція гіперчутливості уповільненого типу, % [9][5]	172,7±24,2	26,9±6,3*	94,2±20,8**

[1] Посилання на друковані пращ, в яких описано відповідні методики, наведено в прямих дужках

[2] Відносна маса - маса органа (мг)/ маса тіла (г).

[3] У числівнику - кількість клітин з ядром, виділених з органа, у знаменнику - відсоток живих клітин за забарвлення трипановим синім.

[4] Наведено індекси реакції, обчислені за формулою: включення (імп/хв) у стимульовані клітини / включення (імп/хв) в інтактні клітини.

[5] Наведено індекси реакцій, обчислені за формулою: 100 • (включення на орган у відповідаючому лімфовузлі - включення на орган в контрлатеральному лімфовузлі) / включення на орган в контрлатеральному лімфовузлі; включення на орган - імп/хв на 10^6 клітин • кількість клітин, виділених з лімфовузла.

[6] $p < 0,05$ у порівнянні з групою "Київ, контроль"; ** $p < 0,05$ - порівняно з "Чорнобиль, контроль".

Тимус постійно опромінюваних тварин характеризувався чіткою тенденцією до зменшення маси, суттєвим зниженням кількості тимоцитів і їх життєздатності, збоченням реакції тимощпів на мітоген (Кон А) та порушенням продукції тимічного сироваткового чинника. Вторинні імунокомпетентні органи реагували по-різному, показники маси та клітинності селезінки практично не відрізнялись від київського контролю (в табл. 1 не наведені), ряд показників периферичних лімфовузлів (8 з однієї тварини) виразно змінювався. Суттєво

змінились відносна маса лімфовузлів, життєздатність їх лімфоцитів, абсолютний вміст серед останніх бластів і великих лімфоцитів, реакція на Е-клітинний мітоген та кооперативна Т-клітинна реакція формування гіперчутливості уповільненого типу. Загальна клітинність лімфовузлів, абсолютний (але не відносний) вміст зрілих Т- та В-лімфоцитів мали тенденцію до зниження. Таку саму тенденцію виявлено при визначенні проліфератив- ної активності (за включенням ^{3}Н-тимідину) загального пулу лімфоцитів. Водночас слід зазначити, що при циторадіоавтографічному вивченні лімфовузлів, мічених ^{3}Н-тимідином ін віво, ані питомий, ані загальний індекс мітки зрілих Т- і В-клітин або бластів "київських" і "чорнобильських" мишей суттєво не відрізнялись. Така розбіжність результатів, одержаних різними методами, може свідчити про те, що хоча кількість лімфоцитів, які знаходяться у S-фазі мітотичного циклу, у "чорнобильських" тварин і не змінена, інтенсивність синтезу ДНК в них нижча. Припущення про зміни синтезу ДНК співпадає з особливостями реакції опромінених мишей на Т-мітоген. Незначне підвищення індексу реакції порівняно з групою "Київ, контроль" обумовлене не посиленням включення ^{3}Н-тимідину, а, в основному, збільшенням клітинності (тобто збільшенням вкладу в реакцію міграційних процесів).

У групі тварин, лікованих фітокомплексом горобини, імунний гомеостаз стабільніший: відсутні ознаки ураження тимуса, не зменшуються клітинність периферичних лімфовузлів та абсолютний вміст Т- і В-лімфоцитів, ближча до показників групи "Київ, контроль" інтенсивність включення ^{3}Н-тимідину в клітини не активованих або стимульованих Кон А лімфовузлів. Як компенсаторні реакції можливо оцінити підвищення у мишей цієї групи титрів сироваткового тимічного чинника та перерозподіл лімфоцитів між тимусом і периферією. На такий перерозподіл вказує деяке зменшення клітинності тимуса з одночасним збільшенням клітинності периферичних лімфовузлів порівняно з групою "Київ, контроль". Реакція на В-мітоген та формування гіперчутливості уповільненого типу суттєво не відрізняються хід показників групи "Київ, контроль"; реакція на Т-мітоген - найвища. Причому її зростання відбувається за фізіологічним механізмом: за рахунок як збільшення клітинності, так і посилення синтезу ДНК. На наявність позитивного впливу фітокомплексу на імунну систему вказлє й результат визначення чутливості тварин усіх груп до вірусу грипу A/TRg/34 (інфікування дозою 100 БІД»)- У групі "Київ, контроль" тосгрий період інфекції пережили всі тварини; через 14 діб після зараження спостерігали окремі невеликі ділянки пневмонії, відносна маса легенів - (13,5±0,8) 10^{-3}, індекс збільшення маси легенів (показник тяжкості перебігу пневмонії [10]) становив 1,2. У групі "Чорнобиль, контроль" у ті самі строки загинуло 20 % (2/10) тварин; пневмонії - дольові, відносна маса легенів - (18,4±1,5)10^{-3} ($P < 0,05$), індекс збільшення маси легенів - 1,9. Показники лікованих фітокомплексом опромінених мишей не відрізнялись від таких у неопромінених: летальність 0 %, відносна маса легенів ($12,5 \cdot 10^{-3}$), індекс збільшення маси легенів - 1,1.

135

Антитілоутворення до вірусу грипу (кооперативна Т-В-реакція) мало аналогічну закономірність: титри сироваткових антигемаглютинінів мишей досліджуваних груп становили відповідно 1:256, 1:32, 1:128.

Враховуючи, що тривале порушення іменного гомеостазу є одним із чинників, які збільшують онкологічний ризик, вивчали також вплив фітокомплексу горобини на хімічний канцерогенез, індукований внутрішньом'язовим введенням 20-метилхолантрену (МХ). Дослідження проведено на мишах $CC_{57}W$, покоління F_2. завезених з Чорнобиля в київський віварій у віці 2,2 міс і утримуваних тут протягом усього терміну спостереження (302 доби). Раніше було показано, що у нащадків постійно опромінюваних мишей (включаючи F_2), народжених у 30-кілометровій зоні, спостерігаються типові "постчорнобильські" зміни імунного статусу [11]. Частині мишей F_2 протягом усього терміну спостереження проводили курсове введення фітокомплексу горобини: з їжею, доза 250 мк/кг, щоденно впродовж 2 тижднів, перерва між курсами - 1 міс. Перший курс передував введенню канцерогену. Контролем були миші тієї самої лінії, завезені з розплідника НДЛ "Біомодель" (Московська обл., Росія). Перебіг канцерогенезу оцінювали за стандартними показниками [12].

У контрольній групі загибелі тварин до появи пухлин не спостерігали. Серед мишей F_2 8 тварин (38,4 %) загинули протягом 1 міс після введення канцерогену, тобто в період, що

передував розпаду й зникненню останнього з організму. Це вказує на зниження стійкості тварин F_2 до токсичної дії МХ. Застосування фітокомплексу підвищувало стійкість до токсичної дії МХ: протягом першого місяця тварини не гинули.

Як видно з табл. 2, порівняно з неопроміненим контролем у "чорнобильських" мишей була дещо збільшена частота пухлин, суттєво скорочений латентний період, тривалість життя після виникнення пухлин змінювалась незначно. Сукупність даних вказує на зменшення стійкості опромінених тварин і до канцерогенної дії МХ. Застосування фітокомплексу зменшувало частоту пухлин до рівня контролю, суттєво (порівняно не тільки з мишами F_2, а й з контрольними) подовжувало латентний період і тривалість життя.

Слід зазначити, що у частини лікованих тварин спостерігали після другого курсу введення фітокомплексу (32-47-а доба дії МХ) ознаки гіперреакції на місцеву дію канцерогену: масивний некроз тканин у місці введення МХ (до самоампутації лапки), запальна реакція, збільшення периферичних лімфовузлів.

Таблиця 2. Вплив фітокомплексу горобини на МХ-канцерогенез у мишей $CC_{57}W$

Показник	Група тварин		
	"Біомодель, контроль"	"Чорнобиль F_2"	"Чорнобиль F_2 + горобина"
Кількість тварин	10	23	17
Ефективне число[1]	10	15	10
Латентний період, діб	128,9±12,0 (84-214)	60,5±4,9* (52-91)	203,0±15,9 (140-238)
Кількість тварин з пухлинами			
абсолютна	6	13	5
до ефективного числа, %	60,0±21,9	86,7±7,4	50,0±23,9
Тривалість життя після появи пухлини, діб	35,2±3,6	44,6±4,5	63,2±5,0*/**

[1] Ефективне число - кількість тварин в групі, що жили на момент появи першої пухлини.

*P < 0,05 порівняно з контролем.

**P< 0,05 порівняно з "Чорнобиль F_2".

Помірну місцеву реакцію (набряк лапи, в яку було введено МХ) спостерігали в цей час і в інших тварин цієї групи. Можливо, описаний феномен пов'язаний з імуностимулювальною дією фітокомплексу та збігом чергового курсу лікування з короткочасним періодом активації імунної системи під впливом МХ або індукованих ним антигенів [13].

Інтегральним показником чіткого позитивного впливу фітокомплексу горобини на організм постійно опромінюваних тварин стали дані про тривалість життя мишей груп "Київ, контроль", "Чорнобиль, контроль", "Чорнобиль + "Фламікар". Середня тривалість життя (СТЖ) становила 552,3±45,9, 440,8±42,6 ($t_{К.ч}$ = 1,8), 533,4±31,3 ($t_{К.ч+Ф}$ = 0,5) доби відповідно. Тривалість життя останніх 10 тварин у групі "Київ, контроль" - 692,5±22,0, у групі "Чорнобиль, контроль" - 611,6±25,6 (t=2,4), у групі "Чорнобиль + "Фламікар" - 748,1±25,3 діб ($t_{К.ч+Ф}$=1,7; $t_{К.ч+Ф}$ = 3,8). Максимальна тривалість життя (останньої тварини) у групі "Київ, контроль" - 864 доби, у групі "Чорнобиль, контроль" - 716 діб, у групі "Чорнобиль + "Фламікар" - 904 доби.

Таким чином, одержані результати вказують на ефективну стабілізацію імунного гомеостазу, розширення компенсаторно-адаптаційних можливостей організму та його опірності, а також наявність геропротекторного ефекту при тривалому терапевтичному застосуванні "Фламікару" під час постійного опромінення або піага його закінчення. Це дозволяє оцінити вивчений препарат як перспективний засіб фармакологічної корекції порушень здоров'я різних груп населення, що постраждало від аварії на ЧАЕС.

1. Нягу А. И. Медицинские последствия Чернобыльской аварии в Украине. - Киев; Чернобыль, 1994. - 35 с.

2. Радиобиологический съезд: Тез. докл. - В 3 т. - Пушино, 1993. - 1178 с.

3. Серкиз Я. И., Липская А. И., Пинчук Л. Б. и др. Сообщение 1. Модель эксперимента. Радиационные нагрузки у животных, постоянно находившихся в условиях внешнего и внутреннего радиационного воздействия в зоне ЧАЭС // Радиобиология. - 1991. - **31,** № 5. - С. 629-635.

4. Иммунный статус человека и радиация. - М., 1991. - 186 с.

5. Till J. E., McCulloch E. A. A direct measurement of the radiation sensitivity of normal mouse bone marrow cells // Rad. Res. - 1961. - 14. - P. 213-222.

6. Фриденштейн А Я., Лурия Е. А. Клеточные основы кроветворного микроокружения. - М.: Медицина, 1980. - 212 с.

7. Sato K., Chang P., Makmodan T. Influence of age on the ability of thymic adherent cells to produce factors in vitro which modulate immune response of thymocytes // Cell. Imuunol. - 1984. - 87. - P. 473-484.

8. Bach J. F., Dardemte M., Bach M. A. Demonstration of a circulating thymic hormone in mouse and in man // Transplant Proc. - 1973. - 1, N 1. - P. 99-104.

9. Савцова З. Д., Ковбасюк С. А, Юдина О. Ю. и др. Сообщение 9. Морфофункциональные показатели некоторых иммунокомпетентных органов мышей // Радиобиология. - 1991. - 31, № 5. - С. 679-694.

10. Савцова З. Д., Гюллинг Э. В., Павлишин В. В. Повышение эффективности противогриппозной вакцинации с помощью левамизола // Вопр. вирусологии. - 1984. - № 2. - С. 248-250.

11. Savtsoba Z. D., Indyk V. M., Kovbaysuk S. A et al. Some immunological and physiological parameters in generations of experimental animals which were constantly kept in the 30 kilometers zone of Chernobyl accident // Proc. Koliska Found. - 1993. - К 1. - P. 17-18.

12. Т*урусов В. С., Парфенов Ю. Д.* Методы выявления и регламентации химических канцерогенов. - М.: Медицина, 1986. - 150 с.

13. Иммунология химического канцерогенеза / Под ред. Ю. А. Уманского. - Киев: Наук. думка, 1976, - 165 с.

Інститут експериментальної патології, онкології і радіобіології ім. Р. Є. Кавецького НАН України, Київ
Інститут геронтології АМН України, Київ
Одержано 10.06.97

УДК: 616-079:611.8.2.1:612.014.482:616.1

Г. П. Потебня, Г. С. Лисовенко

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ СЕРДЕЧНО-СОСУДИСТОЙ СИСТЕМЫ У ЛИЦ, ПОСТРАДАВШИХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС, С ПОМОЩЬЮ ИРИДОЛОГИЧЕСКОГО И ЭЛЕКТРОПУНКТУРНОГО МЕТОДОВ

Проведен анализ иридологического симптомокомплекса в проекционной зоне сердца на радужной оболочке глаза. Осуществлено ранжирование встречающихся иридологичесних знаков по их значимости в скрининг-диагностике кардиопатий. Разработанный подход продемонстрирован на примере результатов обследовании 240 пациентов, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС. Представлены данные электропунктурного обследования по Р. Фоялю (1977), позволяющие оценить степень выраженности функциональных и деструктивных изменений сердечно-сосудистой системы. Описаны изменения электропунктурных показателей в отдельных измерительных точках, характерные для кардиопатий.

Анализ состояния здоровья людей, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, свидетельствует о неблагоприятных тенденциях увеличения среди них количества больных [5], особенно с заболеваниями сердечно-сосудистой системы [1, 4, 6]. Подобное представляется вполне закономерным, учитывая данные об инкорпорации радионуклидов, особенно цезиевого ряда как у ликвидаторов, так и у населения загрязненных территорий [7, 8].

Целью настоящего исследования является разработка иридологических и электропунктурных критериев патологии сердечно-сосудистой системы у лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС.

Обследование проведено спустя 6-8 лет после аварии у 240 пациентов, работавших в 1986-87 гг. в 30-километровой зоне, и имеющих в настоящее время клинически установленные диагнозы сердечнососудистых заболеваний. Наиболее частыми патологиями были гипертоническая болезнь (47,1 %), ишемическая болезнь сердца (ИБС), стенокардия (40,8 %), атеросклеротический кардио- и коронаросклероз (40,8 %). Несколько реже наблюдались аритмии (18,3 %), нарушения проводящей системы сердца (20,1 %), хроническая недостаточность кровообращения (ХНК) (12,9 %). В постчернобыльский период 20 пациентов (8,5 %) перенесли инфаркт миокарда. 33 пациента (18,8 %) были практически здоровыми, но на электрокардиограмме у них выявлялись диффузные изменения миокарда.

При иридобиомикроскопии, осуществляемой с помощью щелевой лампы "Карл Цейс", оценивали патологические иридознаки, локализованные в проекционной зоне сердца. Указанную зону рассматривали на левой радужной оболочке глаза в секторе "2.00-3.20", включая внутренние 2/3 ширины цилиарного пояса и структуру автономного кольца, а также участок автономного кольца на правой радужной оболочке в секторе "8.30-9.50" [2].

В иридодиагностике кардиопатий большое внимание уделяется характеристикам автономного кольца [2, 4, 9]. Патологические изменения автономного кольца в проекционной зоне сердца наблюдались у большинства обследованных, причем при отдельных патологиях имелись различия в частоте тех или иных нарушений. Так, феномен локального выбухания (ФЛВ) автономного кольца чаще встречали при тяжелых патологиях, таких, как ХНК 2-й степени, гипертрофия правого и левого отделов сердца, мерцательная аритмия (65-67 %), несколько реже - при гипертрофии только левого желудочка (52 %) и ХНК 1-й степени (54 %). Отмечена зависимость частоты и степени

© Г. П. Потебня, Г. С. Лисовенко, 1998

выраженности ФЛВ от стадии гипертонической болезни (40,0 и 53,5 % соответственно при 1-й и 2-3-й стадиях) и ишемической болезни сердца (45,6 и 58,4 % соответственно при стенокардии напряжения и покоя). В среднем ФЛВ умеренной и тяжелой степени выраженности наблюдали примерно у половины пациентов, страдающих тем или иным заболеванием сердца. У практически здоровых (с диффузными изменениями миокарда) ФЛВ наблюдали в 30 % случаев, доминировала легкая степень выраженности ФЛВ.

Стертость границ автономного кольца чаще отмечали у лиц с ХНК 2-й степени и гипертрофией правых отделов сердца (55,6 %). Этот признак был характерным для всех клинических форм ишемической болезни сердца. Деформации автономного кольца преобладали при мерцательной аритмии и ХНК 2-й степени (30-33 %), тогда как в среднем присутствовали у 10,8 % больных. Свечение автономного кольца регистрировали реже других его патологических изменений, в большей степени оно было характерным для воспалительных поражений сердечной мышцы.

Выраженным признаком сердечной патологии являются комбинированные нарушения автономного кольца, которые преобладали при ХНК и тяжелых аритмиях (77,7 %) и встречались лишь у 6 % пациентов с диффузными изменениями миокарда. Установленные закономерности позволяют внести состояние автономного кольца в ряд важнейших иридологических критериев при диагностике кардиопатий.

Натрий-липидное кольцо является токсико-дистрофическим знаком, указывающим на нарушение минерального и жирового обменов. Это признак ухудшения кровотока вследствие склерозирования сосудистых стенок. Степень выраженности кольца натрия пропорциональна стадии атеросклероза [2]. Чаше всего указанный знак присутствовал у больных с ХНК (54,5 %), ИБС, стенокардией покоя (48,6 %), атеросклеротическим кардиосклерозом (44,9 %).

Одним из характерных признаков кардиопатий считается наличие большого количества адаптационных колец и дуг [11]. Наиболее опасны эшелонированные дуги, указывающие на локальные сосудистые спазмы и предрасположенность к инфаркту миокарда. Обычно в норме на радужной оболочке бывает 2-3 адаптационных кольца правильной концентрической формы. Увеличение их количества свидетельствует о лабильной нейровегетатике, нестабильности метаболических процессов, склонности к спазмам. Больше 4 адаптационных колец наблюдали у 65,0 % пащюнтов, перенесших инфаркт миокарда; у 54,0 % - с ИБС, стенокардией покоя; у 50,0 % - с гипертонической болезнью 2-3-й стадии; у 50-60 % - с некоторыми формами сердечных аритмий; у 52,0 % - с блокадой пучков Гисса и лишь у 15,2 % пациентов с диффузными изменениями миокарда.

При анализе структурных иридознаков в строме цилиарного пояса основное внимание уделяют разнообразным лакунарным знакам. Самыми неблагоприятными из них являются знаки дефекта вещества (ЗДВ) и глубокие крипты, свидетельствующие о деструктивных изменениях в органе. В диагностике кардиопатий также имеет значение описанный Б. Йенсеном [11] симптом предрасположенности к инфаркту миокарда в виде крипты,

встроенной в автономное кольцо левого ириса в секторе "2.00-3.00", так называемый ромбик. У обследованных нами пациентов в проекционной зоне сердца встречались самые

139

разнообразные знаки органов, включая ЗДВ, "ромбики", множественные либо единичные лакуны, "симптом разволокиения". В целом выраженных различий между отдельными патологиями не зарегистрировано, однако более грубые знаки чаще наблюдались при тяжелых патологиях. Так, ЗДВ наблюдались при мерцательной аритмии (37,5 %), ХНК 2-й степени (22,2 %), после перенесенного инфаркта миокарда (20,0 %), ИБС, стенокардии покоя (16,2 %). Подобные знаки у здоровых людей в проекционной зоне сердца не встречаются.

При анализе лакунарных знаков з проекционной зоне сердца учитывались также сопутствующие им рефлекторные сосудистые знаки и хроматические изменения. Рефлекторные знаки указывают на боль, раздражение органа. Существует гипотеза Й. Дека [10] о возможности появления поперечных сосудистых знаков при воздействии ионизирующей радиации. У всех пациентов с заболеваниями сердечнососудистой системы и 60 % лиц с диффузными изменениями миокарда зарегистрированы рефлекторные знаки в проекционной зоне сердца. Более серьезные в диагностическом отношении васкуляризированные и поперечные знаки чаще наблюдались у лиц, перенесших инфаркт миокарда (55,5 %), при пароксизмальной тахикардии (53,3 %), мерцательной аритмии (50,0 %), ХНК 2-й степени (55,5 %), гипертонической болезни 2-3-й стадий (37,9 %).

Большой интерес в диагностике кардиопатий вызывают хроматические знаки - инородная пигментация в виде шлаков, патохромий, токсических и пигментных пятен, которые дополняют информацию, полученную при анализе структуры ириса, поскольку свидетельствуют о хроническом характере заболевания. Более грубыми из них являются пигментные пятна, которые сопутствуют выраженному болевому синдрому и необратимы в отличие от более лабильных шлаков и патохромий. Пигментные пятна доминировали у людей, перенесших инфаркт миокарда (45,0 %), страдающих атеросклерогическим кардиосклерозом (47,0 %), некоторыми формами сердечных аритмий (50,0 %), тогда как у людей с диффузными изменениями миокарда встречались лишь в 9,0 % случаев.

В результате анализа патологических иридознаков в проекционной зоне сердца у лиц, страдающих заболеваниями сердечно-сосудистой системы, произведено их ранжирование в зависимости от значимости в диагностике указанных патологий и разработана система оценки их в баллах (табл. 1).

Оценка в 6 и более баллов рассматривается нами как неудовлетворительная, 4-5 баллов - удовлетворительная, 3 и меньше - хорошая. Интегрированная оценка иридологического симгто мокомплекса обеспечивает возможность своевременного выявления пациентов с нарушенным состоянием сердечно-сосудистой системы и может использоваться при массовых профилактических осмотрах лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, с целью выделения "группы риска", нуждающейся в своевременном оказании специализированной диагностической и терапевтической помощи.

Наиболее результативным представляется дополнение иридологического анализа электропункгурным обследованием по Р. Фоллю [12]. Современная электропункгурная диагностика позволяет производить целенаправленное обследование пациента с определением топики патологического процесса, характера изменений, типа пораженной ткани. Она осуществляется измерением электропроводности биологически активных точек, составляющих меридианы. Поскольку акупунктурная система очень лабильна и всегда

140

Таблица 1. Оценка патологических иридознаков в проекционной зоне сердца у лиц с сердечной патологией, баллы

Иридологические знаки	Количество баллов		
	2	1	0
Патологические изменения автономного кольца	Феномен локального выбухания	Стертость и сглаженность границ, свечение или деформация	Отсутствие указанных изменений
Кольцо натрия Адаптационные кольца	Выраженное кольцо. Дуги глубокие, эшелонированные или в виде звеньев разорванной цепочки	Отдельные дуги Наличие 4 и более адаптационных колец	Отсутствие признака Наличие 2-3 концентрических колец
Знаки органов	Знаки дефекта вещества, глубокие крипты, "ромбики"	Множественные или единичные неглубокие лакуны, "симптом разволокнения"	Отсутствие структурных нарушений
Хроматические знаки	Пигментные или токсические пятна	Пигментный песок, шлаки, патохромии	Отсутствие инородной пигментации
Рефлекторные знаки	Васкуляризированные или поперечные знаки	Просветление стромы или светлые радиальные знаки	Отсутствие знаков

опережает изменения во внутренних органах [3], метод позволяет обнаруживать патологические нарушения даже до проявления клинических симптомов заболевания.

Электропунктурное обследование проводилось параллельно с иридологическим, топографию измерительных точек определяли согласно общепринятым руководствам [3, 12], пользовались способом последовательных трехкратных коротких измерений, который позволяет выявить эффект "падения стрелки". Измерение электропроводности биологически активных точек проводили при тестирующем напряжении 1В и силе тока 1,2 мкА, в оценке электропунктурных показателей (ЭПП) руководствовались обычными критериями соответствия показаний шкалы прибора характеру патологического процесса.

Диагностику по Р. Фоллю [12] начинают с оценки состояния организма по меридиану сосудисто-паренхиматозно-эпителиальной дегенерации (СПЭД). Биоэнергетическое отягощение неблагоприятными факторами (в том числе ионизирующей радиацией) определяется симметричным снижением ЭПП указанного меридиана, асимметрия данных в одинаковых точках свидетельствует о морфологических изменениях в органах, которые локализуются на стороне сниженных показателей.

При анализе данных измерения в точке СПЭД-4 (контрольно- измерительный пункт - КИП - меридиана) оказалось, что 42,4 % обследованных имели значительно сниженные ЭПП и только 3,8 % - повышенные. У 23,7 % пациентов наблюдался резко выраженный дисбаланс ЭПП (на 20 и более усл. ед.), еще у 19,6 % отмечали умеренно выраженный дисбаланс ЭПП (10-19 усл. ед.) с преимущественным снижением показателей слева. В целом состояние меридиана СПЭД у лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, нельзя считать удовлетворительным, так как более чем у половины пациентов зарегистрировано снижение и дисбаланс ЭПП.

Измерение ЭПП производилось справа и слева в 12 точках меридиана сердца и 11 точках артерио-венозно-лимфатического (АВЛ) меридиана, а также в основных точках других меридианов, в той или иной степени отражающих состояние сердечно-сосудистой системы. На меридиане аллергии это точка Ал-5 (склероз сосудов тела), на меридиане

нервной дегенерации - точки НЦ-3 (вегетативная нервная система) и НД-7 (ствол и сосуды головною мозга), на эндокринном меридиане - точки Энд-1 (надпочечники и половые железы), Энд-4 (КИП меридиана), Энд-7 (щитовидная, паращитовидкая железы и тимус).

У обследованных пациентов наблюдались выраженные нарушения на меридианах сердца и АВЛ - значительнее снижение ЭПП и дисбаланс между сторонами,

свидетельствующие о глубоких деструктивных изменениях в сердце и сосудах. Чаще всего показатели были разбалансированы в точках, отражающих функцию лимфатической системы: С-2 (лимфооттоk от эндокарда) и АВЛ-6 (начало грудного лимфатического протока). Кроме указанных точек, дисбаланс ЭПП часто встречался в точках С-3 (кардиальнэе сплетение) и АВЛ-11 (коронарные сосуды), отражающих нарушение частоты, ритмичности и последовательности: сокращений отделов сердца и недостаточность кровоснабжения сердечной мышцы. Степень снижения ЭПП пропорциональна тяжести деструктивных изменений в органе, поэтому мы проанализировали данные о локализации минимальных ЭПП в отдельных точках меридианов сердца и АВЛ.

На меридиане сердца справа минимальные ЭПП чаще всего регистрировались в точках С-5 (КИП меридиана) - 21,5 %, С-12 (миокард) - 12,5 % и С-8 (трехстворчатый клапан) - 12,2 %, а слева в точках С-10 (суммационный пункт проводящей системы сердца) - 22,7 %, С-9 (атриовентрикулярный узел и пучки Гисса) - 17,9 % и С-12 - 14,8 % обследованных. Справа и слева минимальные ЭПП крайне редко встречались в точках С-1, -2, -4, -7 и -11.

На меридиане АВЛ минимальные ЭПП преобладали в точках АВЛ-11 (коронарные сосуды) - 16,6 %, АВЛ-3 (дуга аорты, аортально-грудное сплетение) - 13,4 %, а слева в точках АВЛ-11 - 22,8 %, АВЛ- 10 (коронарное сплетение) - 16,1 %.

В результате проведенного анализа удалось выявить точки меридианов сердца и АВЛ, наиболее "уязвимые" при сердечно-сосудистых патологиях и поэтому наиболее значимые в их диагностике. Это точки С-5 (особенно справа), С-9 и С-10 (особенно слева), С-3 и С-12 (справа и слева), а также АВЛ-11, АВЛ-10, АВЛ-6.

В дальнейшем мы оценивали степень тяжести нарушений ЭПП на меридианах сердца и АВЛ при отдельных патологиях. Оказалось, что 4-я степень тяжести нарушений ЭПП на меридиане сердца (резко сниженные ЭПП и сильный дисбаланс сторон) наблюдалась у 50,0 % лиц, перенесших инфаркт миокарда, 42,0 % больных атеросклеротическим кардиосклерозом, 40,0 % страдающих гипертонической болезнью, 34,0 % при ИБС, стенокардии и лишь у 12,0 % пациентов с диффузными изменениями миокарда. В целом нарушения на меридиане сердца наблюдались у преимущественного большинства обследованных больных с кардиолатиями. У лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, нарушения ЭПП на меридиане АВЛ в ряде случаев были более выраженными.

Мы попытались выяснить, в каких именно точках преимущественно проявляется дисбаланс ЭПП при изучаемых патологиях. Оказалось, что ***у*** людей, перенесших инфаркт миокарда, дисбалансы ЭПП преобладают в С-3, С-9 и АВЛ-3. У более половины обследованных был дисбаланс ЭПП в каждой из перечисленных точек. Примерно по 40 % больных с ХНК имели дисбалансы ЭПП в точ- ках С-3, С-6 (эндокард), С-8 (клапанный

аппарат сердца) и АВЛ-10 (коронарное сплетение). При остальных патологиях дисбалансы ЭПП встречались реже. Так, у около 30 % пациентов был дисбаланс ЭПП в точке С-2 (лимфооттоk от эндокарда) при ИБС, стенокардии, атеросклеротическом кардиосклерозе, гипертонической болезни, сердечных аритмиях; в точке С-3 - с атеросклеротическим кардиосклерозом и в точке АВЛ-6 (начало грудного лимфатического протока) - с сердечными аритмиями.

При исследованных нами патологиях минимальные ЭПП на меридиане сердца чаще всего локализовались в точке С-10 (проводящая система сердца). Это наблюдалось у *67 %* среди лиц, перенесших инфаркт миокарда, у 40 % больных ИБС, стенокардией, 48 % больных гипертонией, 42 % больных атеросклеротическим кардиосклерозом, 40 % - с ХНК, 46 % - с аритмиями и 42 % - с нарушениями проводящей системы сердца. При двух последних патологиях значительная часть пациентов (54 % справа и 44 % слева) имела также минимальные ЭПП в точке С-9 (атриовентрикулярный узел и пучки Гисса). Нужно подчеркнуть высокую частоту локализации минимальных ЭПП в точках С-5 (КИП меридиана сердца) и С- 12 (миокард).

На меридиане АВЛ в наибольшей степени затрагивались ЭПП в точке коронарных сосудов (АВЛ-11). Минимальные ЭПП среди лиц, перенесших инфаркт миокарда, здесь

наблюдались справ а и слева соответственно у 50 и 75 %; при ИБС, стенокардии - у 36 и 52 %; при гипертонической болезни - у 33 и 52 %; при атеросклеротическом кардиосклерозе - у 40 и 52 %; при ХНК - у 40 и 54 %, при сердечных аритмиях – у 32 40 %. У лиц с диффузными изменениями миокарда минимальные ЭПП в указанной точке не наблюдались, более "уязвимыми" были АВЛ-10 (коронарное сплетение), АВЛ-3 (грудная аорта с аортально-грудным сплетением) и АВЛ (артерии).

Средние значения минимальных ЭПП на меридиане сердца самыми низкими были у людей, перенесших инфаркт миокарда (14,8 и 18,5 усл. ед.), самыми высокими - у лиц с диффузными измежениеми миокарда (27,9 и 30,0 усл. ед. соответственно слева и справа). При остальных исследованных патологиях указанный показатель составил около 22 и 24 усл. ед. В табл. 2 представлены средние значения ЭПП у людей изучаемых групп в точках, имеющих значение в диагностике сердечнососудистых заболеваний.

Полученные результаты свидетельствуют о самых низких ЭПП при всех исследованных патологиях в точке С-5 (25-30 усл. ед.), а также в точках С-12, АВЛ-1, АВЛ-11, С-10 и НД-3 (30-40 усл. ед.). Следует подчеркнуть, что наилучшие ЭПП во всех указанных точках имела группа людей с диффузными изменениями миокарда. У лиц, перенесших инфаркт миокарда, наиболее сниженные ЭПП отмечались в точках С-5, АВЛ-11 и Ал-5, причем в двух последних был резко выражен дисбаланс с уменьшением ЭПП слева. У людей с атеросклеротическим кардиосклерозом низкие показатели регистрировали в точках С-12, С-10, АВЛ-1 и Ал-5. Нужно отметить, что в точке Ал-5 при большинстве изучаемых патологий выявлялся дисбаланс с уменьшением показателей слева; в группе с атеросклеротическим кардиосклерозом ЭПП справа и слева были одинаково снижены, а в группе с диффузными изменениями миокарда. - близки к физиологической норме.

143

Таблица 2. Средние ЭПП в отдельных точках у лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС и имеющих кардиопатии, усл. ед.

Точка	Сторона	Диагноз						
		ИБС, стенокардия	Инфаркт миокарда	Атеросклеротический кардиосклероз	Гипертоническая болезнь	Нарушение проводимости	Сердечные аритмии	Диффузные изменения миокарда
С-5	Пр.	29,8	22,3	28,1	27,9	32,5	37,5	41,5
	Лев.	28,7	29,0	27,8	28,6	30,4	35,8	43,1
С-10	Пр.	36,2	39,8	33,4	34,8	29,7	36,0	41,5
	Лев.	27,7	25,7	25,8	31,6	26,4	35,3	27,2
С-12	Пр.	36,9	39,6	32,8	35,5	37,9	40,2	49,5
	Лев.	34,7	43,5	39,2	38,0	37,4	36,3	40,6
АВЛ-1	Пр.	35,6	39,6	32,8	33,9	35,7	41,0	40,0
	Лев.	40,4	43,5	39,2	38,8	41,0	51,4	45,2
АВЛ-11	Пр.	37,9	37,5	39,3	36,2	37,0	42,6	46,8
	Лев.	38,9	25,2	34,5	34,5	35,6	36,6	52,6
Ал-5	Пр.	45,3	42,6	33,1	47,5	43,0	47,7	51,7
	Лев.	33,6	25,6	32,7	36,6	30,0	37,4	48,1
НД-3	Пр.	33,9	39,0	34,2	36,0	38,0	38.5	41,1
	Лев.	33,5	35,6	33,1	36,6	33,6	37,5	38,5
НД-7	Пр.	42,0	42,3х	42,1	42,0	42,8	39,7	45,6
	Лев.	37,2	41,3	37,9	38,0	43,2	39,4	45,7
Энд-1	Пр.	43,6	56,6	44,6	58,0	41,5	47,6	47,5
	Лев.	42,2	51,3	43,7	44,4	43,8	46,0	44,4
Энд-4	Пр.	43,9	44,1	44,0	46,7	41,4	48,5	45,5
	Лев.	42,2	46,0	41,7	42,5	39,4	45,8	42,5

Для гипертоничской болезни характерным был дисбаланс ЭПП в точке Энд-1 (надпочечники и половые железы) с увеличением показателя справа. Данные в точках НД-3, НД-7, Энд-4 и Энд-7 были сходными во всех изучаемых труппах, но всегда ниже физиологической нормы (50-65 усл. ед.), что может быть связано с фактом пребывания пациентов в зоне повышенной радиации. На общее биоэнергетическое отягощение указывают также данные измерения меридиана СПЭД.

Таким образом, данные измерения ЭПП по методу Р. Фолля [12] позволили в значительной степени дополнить информацию иридологического анализа. У всех пациентов с патолотией сердечно-сосудистой системы обнаружены серьезные нарушения ЭПП на меридианах сердца и АВЛ. Описаны изменения в отдельных точках и меридианах, характерные для исследованных патологий, продемонстрирована зависимость выраженности нарушений ЭПП от тяжести заболеваний. В значительном числе случаев отмечено также снижение ЭПП в точке Ал-5.

Быстрота проведения, безвредность для пациента, высокая информативность иридологического и электропунктурного методов позволяют использовать полученные нами результаты при проведении массовых профилактических осмотров участников ликвидации

последствий аварии на ЧАЭС и жителей загрязненных территорий с целью своевременного выявления патологии сердечно-сосудистой системы.

1. *Бар'яхтар В., Бобильова О.* Узагальнені дані Академії Наук України і Міністерства охорони здоров'я України щодо оцінки наслідків аварії на Чорнобильській АЕС для здоров'я населення республіки // Ойкумена. - 1991. - 4. - С. 101-103.

2. *Вельховер Е. С.* Клиническая иридология. - М.: Орбита, 1992. - 432 с.

3. *Лупичев Н. П.* Электропунктурная диагностика, гомеотерапия и феномен дальнодействия. - М.: НПК "Ириус", 1990.- 112 с.

4. *Потебня Г. П., Лисовенко Г. С., Кривенко В. В.* Клиническая и экспериментальная иридология. - Киев: Наук. думка, 1995. - 320 с.

5. *Сердюк А.* Екологічна ситуація на Україні і здоров'я народу: криза поглиблюється // Ойкумена. - 1991. - 1. - С. 8-16.

6. *Ходарева Н. К., Кательницкая Л. И., Лушпаева О. А, Шамрай Т. П.* Изменения сердечно-сосудистой системы у лиц, принимавших участие в ликвидации последствий аварии на Чернобыльской атомной станции // Актуальные проблемы ликвидации медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС. - Киев, 1992. - С. 236.

7. *Цыганков А. Т., Цыбин А Б., Панченко А Е.* Содержание цезия (137-Cs) у населения Киевской области: западный и южный след радиоактивного загрязнения // Там же. - С. 240.

8. *Шишкіна В.* Інкорпорація радіонуклідів в організм людей після аварії на ЧАЕС // Ойкумена. - 1991. - 2. - С. 79-85.

9. *Angerer J.* Handbuch der Augendiagnostik. Lehre der optisch gesteueiten Reffexsetzungen. - Saulgan: Tibor Marscell, 1957. - 127 S.

10. *Deck J.* Differenzierung der Iriszeichen (Differential diagnostic). - Ettltogeii: Deck, 1980. 344 S.

11. *Jensen B.* The science and practice of iridology. - Escondido (California), 1964. - 178 p.

12. *Voll R.* Topografische Lage der Messpunkte der Elektroakupunktur. - Uelaen, 1977. - 168 S.

Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р. Е. Кавецкого НАН Украины, Киев

Поступила 10.10.97

УДК 616-079:611.8.2.1:2.28.7.4

Г. П. Потебня, Г. С. Лисовенко

ИРИДОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЦЕНТРАЛЬНОЙ НЕРВНОЙ СИСТЕМЫ У ЛИЦ, ПОСТРАДАВШИХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Проанализированы патологические изменения на радужной оболочке паза в проекционной зоне головного мозга у людей, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС и имеющих заболевания центральной нервной системы. Выявлен комплекс иридознаков, характерный для наиболее часто встречающихся патологий (хроническая цереброваскулярная недостаточность, астеноневротический синдром, церебросклероз, вегетативно-сосудистая дистония, энцефалопатия, органические поражения). Описаны патологические иридознаки, свидетельствующие о более тяжелой патологии.

Результаты анализа патологических изменений на радужной оболочке глаза у лиц, принимавших участие в ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, в разные сроки после пребывания в зоне повышенной радиации приведены в наших предыдущих работах [2-4]. В настоящем исследовании представлены данные изучения в 1993- 94 гг. иридологического симптомокомплекса в проекционной зоне головного мозга у 104 пациентов, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС и имеющих наряду с заболеваниями других органов и систем клинически установленные патологии ЦНС. Наиболее частыми из них были: хроническая цереброваскулярная недостаточность (ХЦВН) - 33,7 %, церебросклероз - 27,9 %, астеноневротический синдром (АНС) - 21,9 % обследованных. У 20,2 % пациентов были полинейропатии, парезы, пирамидная недостаточность, энцефалит; при анализе они были объединены в группу "органические поражения". У 16,4 % обследованных была диагностирована дисциркуля- торная энцефалопатия. У некоторых пациентов наблюдалось сочетание перечисленных диагнозов, у большинства - нейрециркуля- торные расстройства. Наконец, 16 пациентам (15,4 поставлен диагноз вегетативно-сосудистой дистонии (ВСД), они не имели ни одного из перечисленных заболеваний.

© Г. П. Потебня, Г, С. Лисовенко, 1998

Биомикроскопию радужной оболочки глаза осуществляли на щелевой лампе "Карл Цейс", у каждого пациента оценивался иридологический симптомокомплекс в проекционной зоне головного мозга (11.00–1.00) на правой и левой радужных оболочках. Наряду с патологическими иридологическими знаками регистрировались специфические симптомы, токсико-дистрофические изменения, состояние автономного кольца (табл. 1).

Симптом "костра", характерный для нарушения мозгового кровообращения [4], отмечен у 43,3 % обследованных. Наиболее часто его регистрировали у людей, страдающих дисциркуляторной энцефалопатией (58,8 %), церебросклерозом (51,7 %), значительно реже - при АНС (27,3 %).

Симптом "войлока", отражающий нейроциркуляторные нарушения, в целом наблюдался чаще, чем симптом "костра" - у 71,2 % обследованных. При ХЦВН он зарегистрирован у 85,7 % пациентов, дисциркуляторной энцефалопатии - у 76,5 %, реже всего - при ВСД <43,5 %). У людей с выраженными симптомами "костра" и "войлока" отмечены нарастание чувства усталости и слабости, нарушение сна, аффективная несдержанность с повышенной ранимостью и гиперапатией к внешним раздражителям. Головные боли имели стойкий характер, сопровождались оптико-вестибулярными расстройствами и ваговегетативными кризами, наблюдались психозы, стойкие нарушения мозгового кровообращения.

Кольцо натрия в верхнем секторе радужной оболочки, отражающее склеротические изменения в сосудах головного мозга [1], в среднем наблюдали у 34,6 % обследованных, а при церебральном атеросклерозе - у 65,5, ХЦВН - у 41,7 %. При остальных патологиях значительно реже: при ВСД - у 16,7 %, АНС - у 13,2 %, дисциркуляторной энцефалопатии - у 5,9 %.

Верхние уплощения зрачков, характерные для астении с нейровегетативными расстройствами, депрессии, отосклероза [6], отмечены у 37,5 % пациентов. Они доминировали у больных церебросклерозом (55,2 %) и реже всего встречались при ВСД (16,7 %).

Темную токсическую лучистость, отражающую наличие эндогенной интоксикации организма, психастению, спазмы мозговых сосудов, застойные явления [5], зарегистрировали в среднем у 72,1 % обследованных пациентов, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС.

Таблица 1. Иридологические характеристики и симптомы у лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС и имеющих заболевания ЦНС, %

Клинический диагноз	Симтом		Кольцо натрия	Уплощения зрачка "11.00", "12.00", "1.00"	Темная токсическая лучистость	Адаптационные кольца		Деформация автономного кольца
	"костер"	"войлок"				больше 4	0-1	
Церебросклероз (29)"*	51,7	72,4	65,5	55,2	79,3	24,1	41,4	41,4
Органические поражения (21)	47,6	66,7	28,6	33,3	76,2	28,6	42,9	25,0
ХЦВН (36)	36,1	85,7	41,7	27,7	69,4	19,4	36,1	57,1
Дисциркуляторная энцефалопатия (17)	58,8	76,5	5,9	41,2	52,9	29,4	23,5	41,2
АНС (22)	27,3	59,1	13,2	22,7	68,2	13,6	31,8	50,0
ВСД (16)	37,5	43,5	16,7	16,7	47,1	31,3	25,0	16,7
Всего (104)	43,3	71,2	34,6	37,5	72,1	24,0	35,6	37,5

* В скобках представлено количество людей в группе

Несколько чаще этот токсико-дистрофический знак наблюдался у больных церебросклерозом (79,3 %), реже - при ВСД (47,1 %).

Для патологии ЦНС характерны деформации автономного кольца в верхних секторах радужной оболочки: феномен локального выбухания мы наблюдали у 37,5 %, грубые локальные вгяжения - у 7,7 %. Деформации автономного кольца преобладали у пациентов с ХЦВН (57,1 %) и АНС (50,0 %), тогда как при ВСД встречались реже всего (16,7 %).

Адаптационные кольца проявляются на радужной оболочке в виде концентрических колец и дуг и отражают уровень и масштаб адаптационных изменений в организме [1]. Большое их количество (свыше трех) указывает на невроз, спазмы сосудов, нестабильность метаболических процессов. Отсутствие или исчезновение адаптационных колец является признаком снижения адаптационных возможностей и сопротивляемости, расценивается как признак гипореактивносги организма. Нормальное физиологическое количество (2-3) мы наблюдали только у 40,4 % лиц, принимавших участие в ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, причем более выраженной была тенденция к снижению реактивности организма (35,6 %), при отдельных патологиях ЦНС наблюдались характерные отличия.

Результаты исследования патологических иридознаков в проекционной зоне головного мозга представлены в табл. 2. Важнейшие из них - знаки органов, имеющие топографическую ценность и потому представляющие особый интерес. В целом по группе знаки органов в виде разного рода лакун в секторе "11.00-1.00" присутствовали у 62,5 % обследованных, при отдельных патологиях наблюдались некоторые различия. Так, при органических поражениях ЦНС лакунообразные знаки встречались у 76,2 %, при дисциркуляторной энцефалопатии - у 76,5, тогда как при АНС - у 45,5 и ВСД - у 35,3 %. Глубокие знаки органов (крипты и знаки дефекта вещества), свидетельствующие о деструктивных измененшх в соответствующем органе [5], отмечены у 22,1 % обследованных. Достоверных различий между пациентами с отдельными диагнозами не наблюдалось.

Хроматические знаки в видр пигментных пятен и шлаксв, характерные для хронического нарушения мозгового кровообращения, сосудистых кризов и черепно-мозговых травм [1], зарегистрированы у большинства обследованных (81,7 %),

Таблица 2. Патологические иридознаки у лиц, пострадавших в результат аварии на ЧАЭС и имеющих заболевания ЦНС, %

Клинический диагноз	Знаки органов			Хроматические знаки			Рефлекторные знаки		
	ЗДВ, крипты	Лакуны, симптом "разволокнения"	Отсутствуют	Пигментные и токсические пятна	Пигментный песок, шлаки	Отсутствуют	Поперечные, васкуляризированные	Светлые радиальные	Отсутствуют
Церебросклероз	20,7	69,0	31,0	41,4	65,5	20,7	41,4	48,2	37,9
Органические поражения	14,3	76,2	23,8	19,0	71,4	9,6	19,0	33,3	57,1
ХЦВН	19,4	66,6	33,3	19,4	47,2	38,8	36,1	44,4	44,4
Дисциркуляторная энцефалопатия	23,5	64,7	23,5	17,6	82,3	17,6	5,9	47,1	47,1
АНС	18,2	40,9	54,5	27,3	59,1	31,8	31,8	31,8	59,1
ВСД	11,8	35,3	64,7	11,7	41,2	47,1	23,5	29,4	58,8
Всего	20,2	62,5	37,5	22,1	59,6	18,3	31,8	51,8	46,1

причем доминировали пигментные шлаки (59,6 %). Более грубые хроматические знаки (пигментные пятна) чаще наблюдались при церебросклерозе (41,4 %), реже - при ВСД (11,8 %). Следует отметить тот факт, что хроматические знаки в проекционной зоне головного мозга отсутствовали лишь у 10 % пациентов с органическими поражениями ЦНС, тогда как при ВСД - у 53,9 %.

Рефлекторные сосудистые знаки, отражающие раздражение органа, наблюдались у 53,9 % обследованных, более грубые из них (поперечные и васкуляризированные) - у 31,7 %, они доминировали при церебросклерозе и ХЦВН

Таким образом, в результате исследований описан иридологический симгтомокомплекс, характерный для лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС и имеющих патологии ЦНС. Выявлены группы знаков, в большей мере присущие отдельным заболеваниям. Описаны патологические иридознаки, свидетельствующие о более серьезной патологии. Полученные результаты могут использоваться в скриннинг- диагностике заболеваний ЦНС.

1. *Вельховер Е. С.* Клиническая иридология. - М.: Орбита, 1992. - 431 с.

2. *Кривенко В. В., Бражник В. Ф., Лисовенко Г. С. и др*. Использование нетрадиционных методов в диагностике, терапии и профилактике лучевых поражений: Метод, рекомендации. - Киев: МВД Украины, 1988. - 56 с.

3. *Кривенко В. В., Потебня Г. П., Лисовенко Г. С., Сядро Т. А.* Нетрадиционные методы диагностики и терапии. - Киев: Наук, думка, 1990. - 357 с.

4. *Потебня Г. П., Лисовенко Г. С., Кривенко В. В.* Клиническая и экспериментальная иридология. - Киев: Наук, думка, 1995. - 262 с.

5. *Deck J.* Diffeienzieruiig der Iriszeichcn (Differential diagnostic): Lehrbuch 2. - Ettlingen: Deck, 1980. - 344 S.

6. *Schnabel R.* Iridoscopie. Anleitung Krankheiten and derea Veranlagung аш der menschlichen Iris zu erkennea - Ulm: Arkana Veil., 1959. - 188 S.

Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р. Е. Кавецкого НАН Украины, Киев

Поступила 14.11.97

УДК 577.391:577.171.55:577.158.4

Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська

ВПЛИВ ЕКЗОГЕННОГО АЛЬФА-КЕТОГЛУТАРАТУ НА ПОСТРАДІАЦІЙНІ ЗМІНИ СУКЦИНАТДЕГІДРОГЕНАЗНОЇ І АМІНОТРАНСФЕРАЗНОЇ АКТИВНОСТІ ТКАНИН ТРАВНИХ ЗАЛОЗ ЩУРІВ ПІСЛЯ РЕНТГЕНІВСЬКОГО ОПРОМІНЕННЯ

Тотальне рентгенівське опромінення у дозі 259 мКл/кг викликає гіперактивацію сукцинатдегідрогеназної активності, особливо вираженої для тканини підшлункової залози, а у слизовій оболонці тонкої кишки до кінця 3-ї доби активність цього ферменту інгібована. Впродовж 72 год. пострадіаційного періоду у тканинах зменшується активність аланін- і аспартатаміногрансфераз та швидкість фосфорильованого дихання у мітохондріях печінки за наявності субстратів глутамату і яблучної кислоти, а також пірувату і глутамату, що засвідчує зменшення надходження цих субстратів у цикл трикарбонових кислот по глутакат-оксалоацетаттрансаміназному шляху. Внутрішньочеревне введення α-кетоглутарату натрію (20 мг/100 г маси) через 1 год. після опромінення у дозі 259 мКл/кг обмежує активацію сукцикатдегідрогенази у ранні терпни пострадіаційного періоду і нормалізує активність ферментів переамінування у тканинах та швидкість фосфорильованого дихання у мітохондріях печінки при наявності вказаних субстратів, що впливає на енергетичне забезпечення циклу трикарбонових кислот у ранні терміни після променевого ушкодження організму.

© Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська, 1998

Одним з ранніх проявів порушення метаболізму під впливом іонізуючої радіації є пригнічення мітохондріальних процесів, що визначають енергетичне забезпечення всіх функцій клітини і, безумовно, лімітують резистентність та потужність репаративних процесів в організмі. Як показали наші дослідження, ці зміни виникають вже під час опромінення [1]. Вони мають місце навіть при низьких дозах радіації, спричинюючи роз'єднання дихання та окисного фосфорилування. Така тенденція спостерігається як при окисненні сукцинату, так і НАД - залежних субстратів - а-кетоглутарату (КГЛ), глута- мату з

малатом [2, 3]. Одним із шляхів корекції цих змін у метаболізмі мітохондрій може бути, згідно з нашими даними, посилення в організмі холінергічного механізму регуляції. Введення карбахоліну за 30 хв до рентгенівського опромінення у мінімально летальній дозі підвищувало відсоток виживання опромінених щурів, а у мітохондріях стимулювало більш інтенсивне включення порівняно з сукцинатом у ЦТК як субстрату КГЛ [4, 5]. Сам КГЛ при введенні його в організм діє через систему ацетилхолін-холінестераза, стимулюючи також переключення процесів дихання на більш інтенсивне використання мітохондріями (МХ) в циклі Кребса КГЛ. Крім того, через активацію амінотрансферазного шляху екзогенний КГЛ стимулює утворення ендогенного КГЛ в МХ як наслідок переамінування [6]. На думку М. М. Кондрашової [7], цей шлях забезпечує швидке й інтенсивне постачання субстратом ЦТК, зокрема, при підвищенні життєдіяльності, пов'язаної з патологічними процесами. У зв'язку з цим цікаво було дослідити, як впливає введення екзогенного КГЛ на аспартат- і аланінамінотрансферазну активність у тканинах печінки, підшлункової залози і слизовій оболонці тонкої кишки щурів, опромінених у мінімально летальній дозі. Також вивчалась інтенсивність АДФ-стимульованого дихання у МХ печінки при використанні ними як субстратів окиснення суміші глутамату з малатом і глутамату з піруватом, які включають інтенсивне переамінування з утворенням ендогенного КГЛ відповідно в аспартат- і аланінамінот- рансферазних реакціях. Крім цього, досліджувалась активність сук-цинатдегідрогенази (СДГ) - ферменту, що лімітує використання у циклі Кребса субстрату дихання сукцинату.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Досліди проводили на щурах-самцях, яких опромінювали тотально рентгенівськими променями на апараті РУМ-17 у дозі 1000 Р, або 259 мКл/кг. Умови опромінення: напруга - 180 кВ, сила струму - 11 мА, фільтр Cu+Al, віддаль від джерела опромінення - 65 см, потужність дози - 20 Р/хв, час опромінення - 50 хв.

Тварин поділяли на три групи залежно від умов експерименту: перша - контрольна, якій внутрішньочеревно вводили 1 мл 0,9 %-го NaCl; друга - дослідна, якій вводили 1 мл фізрозчину через 1 год після опромінення; третя - дослідна, якій вводили 1 мл а-кетоглугарату натрію (20 мг/100 г маси) через 1 год після опромінення. Умови дослідження обгрунтовані результатами попередніх експериментів, що введення КГЛ через 1 год після опромінення в цій дозі дає найвищий відсоток виживання тварин. Декапітацію тварин проводили через 1, 4, 24, 72 год після введення фізрозчину або α-кетоглугарату. Активність ферментів переамінування визначали за методом Осадчої [8] і СДГ за методом Єщенка, Вольського [9]. Наважку тканин печінки, підшлункової залози і слизової оболонки тонкої

кишки розтирали до порошкоподібного стану в середовищі рідкого азоту. Гомогенат заморожували у рідкому азоті з наступним відгаюванням на льоду для руйнування міто-хондріальних мембран.

МХ печінки виділяли за загальноприйнятими схемами модифікацій, що дозволяють зберігати нативність ізольованих МХ [10]. Видалені з декапітованих тварин органи зберігали протягом 10 хв в середовищі гомогенізації, охолодженому до появи плаваючих кристалів (-2 °С). Охолоджену тканину подрібнювали, пропускаючи через прес, і гомогенізували в гомогенізаторі Поттера-Евельгейма при швидкості обертів 300/хв і трьох вертикальних ходах товкачика. Середовище гомогенізації містило для печінки: 260 мМ сахарози і 10 мМ трис-буфера (рН 7,4). З 8%-го гомогенату центрифугуванням поетапно осаджували фракцію ядер: 3 хв при 150 *g* і 4 хв при 300 *g* без зупинки центрифуги. Мітсхондріальну фракцію отримували центрифугуванням супернатанту протягом 10 хв при 4500 *g.* Отриманий непромитий осад регомогенізували вручну (один вертикальний хід товкачика) з середовищем гомогенізації, яке додавали з розрахунку отримання суспензії МХ печінки з концентрацією 70-90 мг мітохондріального білка в 1 мл.

Дихання МХ реєстрували полярографічним методом за допомогою полярографа LP-7. Детальний опис принципу методу, обладнання полярографічної установки, вимірювальної комірки наведено в посібнику з полярографії [11]. Середовище інкубації для МХ печінки містило (ммоль/л): сахароза - 150; KCl - 50; KH_2PO_4 - 1; трис-буфер - 5 (рН 7,4). Відповідно

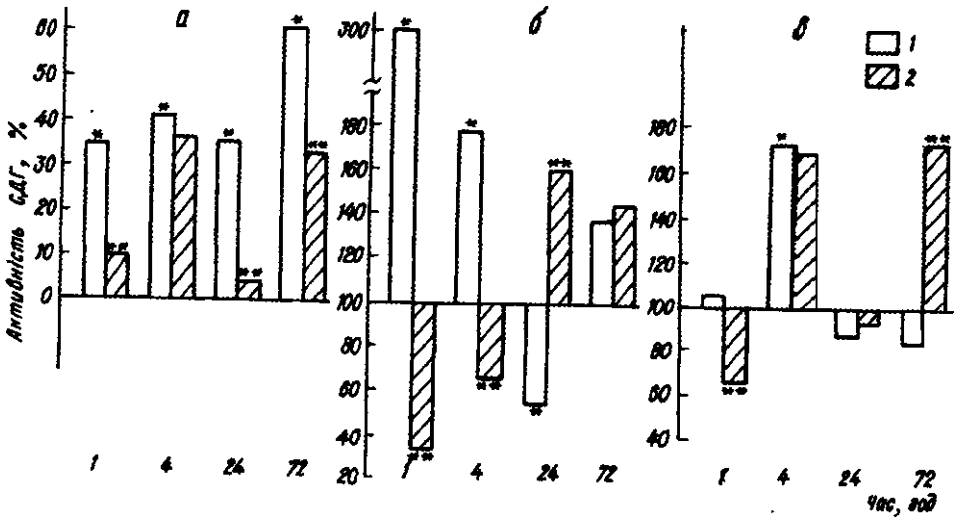
до умов досліду в середовище інкубації додавали різні субстрати (ммоль/л): глутамат - 3,0; малат - 2,5; піруват - 3,0. Дихання стимулювали додаванням до суспензії МХ АДФ (20 мкмоль/л). Метод, що використовується, дозволяє ідентифікувати метаболічний стан МХ за Чансом [12]. Концентрації білка визначали за [13]. Результати досліджень опрацьовували методом варіаційної статистики за Стьюдентом.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Вимірювання активності СДГ - одного з головних ферментів циклу Кребса, що є термінальною ланкою в транспорті електронів і синтезі макроергічних сполук, засвідчило неоднаковий рівень її активності у досліджуваних органах неопромінених тварин. Опромінення в дозі 259 мКл/кг призводить до значного статистично достовірного зростання активності вказаного ферменту при введенні фізрозчину через 1 год після опромінення у тканині печінки. Найвищий відсоток зростання встановлено на 3-ю добу дослідів (166,7 %, $p<0,05$), коли у тварин з'являються ознаки шлунково-кишкового синдрому (рисунок, *а*). Введення КГЛ опроміненим тваринам через 1 год у всі терміни дослідів призводило до зниження сукцинатдегідрогеназної активності у тканині печінки, особливо вираженого наприкінці першої доби (77,5 % порівняно з опроміненим контролем, $p<0,01$), а також на 3-ю добу, коли приріст СДГ зменшується за даних умов майже вдвічі.

У тканині підшлункової залози (рисунок, б) опромінення зумовлює значне зростання активності СДГ вже на 1-у годину після введення фі- зрозчину та 2-у годину після опромінення і становить 277,4 **%** *(*p<0,01). На 4-у годину експерименту і наприкінці 3-ї доби активність СДГ залишається все ще вищою від показників неопроміненого контролю, а на 24-у годину досліду значно падає - на 42,8 % (p<0,01).

150



Зміни активності сукцинатдегідрогенази в тканині печінки (*а*), підшлункової залози (*б*) і слизовій тонкої кишки (в) при опроміненні (*1*) і опроміненні з наступним введенням через 1 год. КГЛ, 20 мг/100 г (*2*) через 1, 4, 24 і 72 год. після введення препарату;

* достовірні зміни між опроміненням і контролем;

** те саме між опроміненням і введенням препарату

Введення КГЛ через 1 год після опромінення суттєво знижує сукцина- тдегідрогеназну активність на 1-у годину - на 62,6 % ($p < 0,001$), на 4-у годину - на 64,8 % ($p < 0,001$) порівняно з неопроміненим контролем, а в подальші години експерименту має місце суттєве зростання цього показника як на 24-у - до 160,7 % ($p < 0,01$) і 142 % ($p < 0,01$), так і на 72-у годину - до значень у неопромінених щурів.

Для слизової оболонки тонкої кишки (рисунок, *в*) встановлено, що при опроміненні у дозі 259 мКл/кг і введенні фізрозчину істотних змін через 1 год порівняно з неопроміненим контролем немає, але через 4 год активність цього ферменту зростає до 175 % ($p < 0,01$), наприкінці 1-ї й 3-ї доби - знижується і становить відповідно 92,2 та 93 % ($p < 0,01$) порівняно з неопроміненим контролем. Введення КГЛ через 1 год після опромінення призводить до протилежних змін активності ферменту: через 1 год після введення КГЛ

активність СДГ достовірно знижується на 21 % ($p < 0,01$) до не- опроміненого контролю і стає нижчою, ніж в опромінених щурів, яким КГЛ не вводили. На 4-у і 24-у години зміни сукцинатдегідро- геназної активності були такі самі, як і в опромінених тварині без введення КГЛ. Через 72 год спостерігалися зміни протилежного характеру - ферментативна активність слизової оболонки тонкої кишки збільшується в 1,5 раза і перевищує рівень неопроміненого контролю.

Наступним етапом наших досліджень стало визначення активності амінотрансфераз у секреторних тканинах після тотального іонізуючого опромінення у мінімально летальній дозі з наступним введенням КГЛ, оскільки вони є не тільки центральною ланкою азотистого обміну, а й сполучним механізмом між пластичним і енергетичним обміном. Порівняння активності аспартатамінотрансферази (АсАТ) досліджуваних тканин показало, що найвищою вона є в печінці (табл. 1), у підшлунковій залозі вже в 5 разів менша, а у слизовій оболонці тонкої кишки найменша. Вже через 1 год після введення опроміненим у дозі 259 мКл/кг щурам фізрозчину, тобто через 2 год після опромінення, аспаргатамінотрансферазна

активність у печінці має тенденцію до зниження (92,6 %) порівняно з її активністю у неопроміненого контролю (табл. 1). Виражене зниження активності АсАТ спостерігалося наприкінці 1-ї доби (90,2 %, $p < 0,05$) і особливо через 72 год. (73,7 %, $p < 0,05$) після ін'єкції фізрозчину, тобто на 25-у і 73-ю годину після дії іонізуючого опромінення.

Введення через 1 год. після опромінення КГЛ призводило до деякого зростання активності АсАТ у тканині печінки порівняно з опроміненим контролем на 1-у (106,4 %) і 24-у години (112,8 %, $p<0,05$) і коливалось у межах неопроміненого контролю, тільки через 72 год. аспаргатамінотрансферазна активність знову знизилася на 29 %.

У тканині підшлункової залози виявлено зміни дещо іншого характеру порівняно з тканиною печінки. Так, опромінення у дозі 259 мКл/кг вже у 1-у годину дослідів призводить до підвищення активності ферменту (118 %, $p < 0,05$), що надалі знижується до рівня неопроміненого контролю впродовж 4-ї та 24-ї годин після введення фізрозчину і знову значно зростає на 72-у годину досліджень (172 %, $p < 0,01$).

Введення через 1 год. після опромінення КГЛ призводило до неоднозначних змін активності АсАТ підшлункової залози впродовж досліджуваних періодів. Так, на 1-у годину активність АсАТ дещо нижча, ніж у опромінених контрольних тварин, але залишається вищою, ніж у неопроміненого контролю, через 4 і 24 год. достовірних відхилень порівняно з неопроміненим і опроміненим контролем немає. Через 72 год. аспаргатамінотрансферазна активність різко зростає, наближаючись до рівня опроміненого контролю **і** на 51,1 % перевищує рівень у неопромінених тварин.

При вивченні характеру змін активності АсАТ у слизовій оболонці тонкої кишки виявлено, що опромінення у мінімально летальній дозі зумовлює зниження активності даного ферменту до 45 % ($p < 0,01$) на 4-у годину і до 20,8 % ($p < 0,01$) на 72-у годину після ін'єкції фізрозчину. Введення КГЛ через 1 год. після опромінення істотно не впливає на пострадіаційний характер змін активності вказаного ферменту через 1, 4, 24 і 72 год. дослідів і достовірно знижує її порівняно з опроміненим контролем до 21,5 % ($p < 0,01$) на 72-у годину експерименту.

Таблиця 1. Активність АсАТ у тканинах печінки, підшлункової залози і слизової оболонки тонкої кишки щурів, опромінених у дозі 259 мКл/кг та за умов внутрішньочеревного ведення α-кетоглутарату натрію (29 мг/100 г) крез 1 год. після тотального рентгенівського опромінення (n= 5), мкмоль пірувату Na/r тк-год[1]

Умови досліду	1 год.	4 год.	24 год.	72 год.
Печінка				
Контроль	1427±42	1383±37	1608±43	1228±14
Опромінення	1322±33	1330±40	1451±50*	905±53*
α-Кетоглутарат	1407±30	1311±44	1637±50**	980±13
Підшлункова залоза				
Контроль	287±3,7	285±3	284±3	280±15
Опромінення	334±19*	285±16	273±28	482±22*
α-Кетоглутарат	311±4,8	292±26	277±39	425±18
Слизова оболонка тонкої кишки				
Контроль	100±13	104±13	103±8	96,3±7
Опромінення	113±4	47±13*	79+9	20±4*
α-Кетоглутарат	115±7	49±14	51,6±7**	21,7±3

* Достовірні зміни між контролем і опроміненням;

** те саме між опроміненням і введенням препарату.

Особливо відчуте зниження активності аланінамінотрансферази (АлАТ) (табл. 2) спостерігається у слизовій оболонці тонкої кишки після опромінення та ін'єкції фізрозчину через 1 год. Ферментативна активність знижується майже вдвічі протягом 1-, 4- та 24-ї години дослідів і лише на 3-ю добу повертається до норми. Введення КТЛ через 1 год. після опромінення у всі терміни дослідів знижувало аланінамінотрансферазну активність гомогенатів слизової оболонки тонкої кишки порівняно з опроміненим контролем, а ще різкіше ця різниця проявляється при порівнянні з неопроміненим контролем, і навіть на 3-ю добу активність АлАТ була на 19 % нижче, ніж у опромінених тварин, яким КГЛ не вводився.

Отже, у слизовій оболонці тонкої кишки введення КГЛ не зменшувало зниження активності АлАТ, зумовленої опроміненням тварин, внаслідок чого її активність стала вдвічі нижчою впродовж 1-ї доби, ніж у неопроміненого контролю. Таким чином, у слизовій оболонці на відміну від тканини печінки і підшлункової залози впродовж перших 3 діб пострадіаційне пригнічення амінотрансферазного шляху постачання субстратів у ЦТК після введення КГЛ не зменшується, але ці процеси супроводжуються збільшенням постачання другого енергетично вигідного інтермедіату циклу Кребса - сукцинату, що засвідчує зростання активності ферменту його гідролізу.

Наведені результати досліджень свідчать, що в найрадіорезистентнішій до дії радіації печінці опромінення у летальній дозі викликає одразу, у 1-у годину пострадіаційного періоду, значне збільшення активності СДГ, такою вона залишається й надалі і впродовж 1-ї доби зростає ще більше. В цей самий час у слизовій оболонці тонкої кишки, що належить до високорадіочутливих тканин, активність СДГ достовірно зростає тільки через 2,5 год., проте в наступні терміни її активність пригнічується. Отже, тканина печінки має більш потужний ферментативний апарат, що забезпечує енергетичні процеси в МХ, ніж тканина підшлункової залози, а тим паче слизова оболонка тонкої кишки. У цих процесах велике значення має вихідний високоенергізований стан МХ печінки порівняно з іншими тканинами. Введення КІЛ через 1 год після опромінення зменшує пострадіаційну активацію СДГ в печінці впродовж 3 діб. У підшлунковій залозі та слизовій оболонці тонкої кишки,

Таблиця 2. Активність АлАТ у тканинах печінки, підшлункової залози і слизової оболонки тонкої кишки щурів, опромінених у дозі 259 мКл/кг та за умов внутрішньочеревного введення α-кетоглутарату (20 мг/100 г) через 1 год після тотального рентгенівського опромінення (n = 5), мкмоль піруват Na/г тк-год$^{-1}$

Умови досліду	1 год.	4 год.	24 год.	72 год.
Печінка				
Контроль	739±38	865±20	898±33	780±20
Опромінення	762±38	804±28	779±36*	678±25*
α-Кетоглутарат	804±28	747±20	854±34	742±13**
Підшлункова залоза				
Контроль	260±1,3	261±5	259±4	253±12
Опромінення	356±23*	207±19*	221±18	179±25*
α-Кетоглутарат	326±16	303±17**	218±35	76±12**
Слизова оболонка тонкої кишки				
Контроль	562±6	557±15	552±11	550±12
Опромінення	255±24*	326±21*	280±20*	540±15
α-Кетоглутарат	230±8	306±17	252±9	450±10**

* Достовірні зміни між контролем і опроміненням;

** те саме між опроміненням і введенням препарату.

що радіочутливіші, спочатку навіть пригнічує її активність нижче рівня неопроміненого контролю, ал:е наприкінці 1-ї доби активність СДГ достовірно зростає, зокрема у слизовій оболонці тонкої кишки. Відомо, що різке зростання активності СДГ свідчить про інтенсивне включення сукцинату в енергозабезпечення, що характерно для напруженої життєдіяльності хлітин під впливом екстремальних факторів [7, 14].

Іонізуюче опромінення не гільки впливає на активність СДГ, а це має важливе значення у реалізації процесів енергетичного забезпечення клітин, як вже було показано, а й обмежує важливий шлях постачання у ЦТК через трансаміназний шлях КГЛ у зв'язку з пригніченням активності АсАТ та АлАТ у трьох досліджуваних тканинах одразу після опромінення і до кінця 3-ї доби. Найрізкіше цей ефект виражений в слизовій тонкої кишки - активність АсАТ прогресуюче зменшується у 5 разів, а АлАТ - майже вдвічі впродовж 3 діб. Як засвідчують результати, вже з перших годин пострадіаційного періоду пошкоджуються шляхи швидкого постачання найефективніших субстратів дихання на фоні дефіциту енергопостачання, що дуже ушкоджує слизові оболонки травного тракту.

Про коригувальний вплив екзогенного КГЛ на активацію постачання субстратів через аланін- і аспартатамінотрансферазні реакції у ЦТК свідчать результати вивчення АДФ-стимульованого дихання МХ за наявності субстратів глутамату, яблучної кислоти і пірувату (табл. 3).

Додавання у полярографічну комірку як субстратів суміші глутамату (3 мМ) і яблучної кислоти (2,5 мМ) або піровиноградної кислоти (4 мМ) і глутамату (4 мМ), тобто у кількостях, що забезпечують інтенсивне переамінування, призводить до значного посилення АДФ- стимульованого дихання у МХ печінки неопромінених тварин при введенні КГЛ [6].

Вимірювання цього показника через 24 год після ін'єкції фізрозчину опроміненим тваринам засвідчує значне зниження процесів АДФ-стимульованого дихання при використанні вказаних субстратів. Введення КГЛ опроміненим тваринам через 1 год призводить до підвищення АДФ-стимульованого дихання МХ щурів на 52,4 % ($p < 0,01$) при використанні як субстрату окиснення суміші глутамату і малату порівняно з МХ опромінених тварин, яким КГЛ не вводився, проте цей показник не зростає до рівня неопроміненого контролю. Для суміші субстратів окиснення МХ - пірувату і глутамату - при ін'єкції КГЛ опроміненим тваринам підвищення АДФ-стимульованого дихання становило 124,1 % ($p < 0,05$) порівняно з опроміненим контролем, що значно вище аналогічного показника у неопромінених тварин. Активація амінотрансферазних реакцій екзогенним КГЛ у МХ опромінених тварин сприяє значному посиленню утворення ендогенного КГЛ, роль якого як субстрату окиснення ЦТК збільшується, що впливає на енергетичне забезпечення циклу Кребса загалом. Як відомо, окиснення КГЛ у дихальному ланцюгу спряжене з генерацією трьох молекул АТФ і субстратним фосфорилувакням з утворенням ГТФ, значення якого для анаболічних відновних процесів в опроміненому організмі значно збільшується.

Таким чином, вивчення процесів ферментативного переамінування засвідчило надзвичайно високу їх чутливість до дії іонізуєчих випромінювань, особливо виражену в тканині слизової оболонки тонкої кишки. Введення КГЛ через 1 год після опромінення достовірно зменшує

Таблиця 3. Роль амінотрансфераз в ефекті екзогенного α-кетоглутарату (29 мг/100 г маси) при його введені через 1 год. опроміненням рентгенівського променями тваринам у дозі 259 мКл/кг на АДФ-стимульоване дихання (V_3) мітохондрій печінки через 1 год. після введення препарату на 24-у годину досліду (n = 5)

Умови досліду	нг-ат. 0 на 1 мг білка за 1 хв		Дослід/контроль V_3/V_4	P
	V_3	V_4		
Глутамат 3 мМ + яблучна кислота 2,5 мМ				
Неопромінений контроль	16,07±3,14	52,11±7,98	-	-
Опромінення з введенням фізрозчину	14,01±2,35	21,28±3,10*	40,84	p<0,05
Опромінення з введенням КГЛ	15,23±4,21	32,44±4,21**	62,25	p<0,01
Піруват 4 мМ + глутамат 3 мМ				
Неопромінений контроль	14,13±2,39	37,69±1,78	-	-
Опромінення з введенням фізрозчину	13,35±1,45	34,17±1,76	90,66	p<0,1
Опромінення з введенням КГЛ	23,8±3,28	42,4±2,46**	111,7	p<0,05

* Достовірні зміни між опроміненням і контролем;

** те саме між опроміненням і веденням препарату.

ступінь пригнічення активності обох амінотрансфераз у печінці і підшлунковій залозі, а на 3-ю добу променевого ураження іде стосується також АлАТ у слизовій оболонці тонкої кишки. Парентеральне введення препарату сприяє нормалізації процесів, пов'язаних з функціонуванням АлАТ і АсАТ, опроміненого організму до рівня неопроміненого контролю і у відносно радіорезистентних органах (наприклад, печінці), і у таких радіочутливих, як підшлункова залоза і слизова оболонка тонкої кишки. Важливим моментом за цих умов є переключення фосфорильованого дихання на використання інших субстратів окиснення, зокрема КТЛ. Такий ефект нами був встановлений при введенні екзогенного КГЛ у неопромінених тварин [15]. Зниження активності СДГ може бути проявом холіноміметичного ефекту КГЛ, що інгібує активність СДГ [6]. В кінцевому підсумку, як показали наші дослідження [16], це має значення для виживання цілісного організму при дії легальних доз опромінення.

ВИСНОВКИ

1. Тотальне рентгенівське опромінення у мінімально легальній дозі з перших годин активує СДГ, особливо у підшлунковій залозі та печінці, а у слизовій оболонці тонкої кишки до кінця 3-ї доби активність цього ферменту інгібована.
2. Протягом 3 діб пострадіаційного періоду у тканинах пригнічується активність аспартат- і аланінамінотрансфераз та швидкість фосфорильованого дихання у мітохондріях печінки за наявності субстратів глугамату і яблучної кислоти та пірувату і глутамату, що засвідчує зменшення надходження цих субстратів у ЦТК через амінотрансферазні реакції.
3. Парентеральне введення КГЛ через 1 год після опромінення обмежує активацію СДГ у ранні терміни пострадіаційного періоду і нормалізує активність аспартат- і аланінамінотрансфераз у тканинах та швидкість фосфорильованого дихання у мітохондріях печінхи у присутності вказаних субстратів.

1. *Шостаковская И. В., Гордий С. К, Гамкало З. В. и др.* Изменение окислительно-восстановительного потенциала в тканях мозга и печени во время рентгеновского облучения крыс // Радиобиология. - 1975. - 15, вып. 6. - С. 839-842.

2. *Бабский А. М., Шит Р. Б., Лазарева Н. И., Шостаковская И. В.* Изменение дыхания, окислительного фосфорилирования и уровня с АМР в печени и слизистой тонкой кишки крыс при хроническом облучении малыми дозами ионизирующей радиации // I Всесоюз. симп. "Молекулярно - клеточные механизмы хронического (внешнего и внутреннего) действия ионизирующего излучения на биологические системы", 3-6 дек. 1999 г., Пущино: Тез. докл. - Пущино, 1990. - С. 13-14.

3. *Бабський А. М., Шостаковсиса І. В.* Особливості дихання і окисного фесфоршпування в гомогенаті печінки щурів при хронічному іонізуючому опроміненні малими дозами // Механізми біологічної дії іонізуючої радіації та екстремальних факторів: Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. - 1992. - Вип. 22. - С. 49-55.

4. *Далиба Н. М., Кургалюк Н. Н., Романік О. В., Шостаковская И. В.* Влияние карбахолина на пострадиационные изменения и окислительное фосфорилирование в митохондриях гепато- и энтероцитов // Тез. докл. I Всесоюзн. радиобиол. съезда. (Москва, 21-27 авг. 1989 г.) - Пущино, 1989. - Т. 5. - С. 1026.

5. *Шостаковская И. В., Гордий С. К., Долиба Н. М. и др.* Возможность коррекции энергетического обеспечения функций секреторных клеток через медиаторно-субстратную систему // Научно-методические аспекты физиологии: Рекомендации для студентов и науч. сотр. физиологов. - Львов, 1989. - С. 39-40.

6. *Доліба М. М.* Холінергічна регуляція енергетичного обміну в міокарді і травних залозах: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. - Львів, 1993. - 45 с.

7. *Кондрашова М. Н.* Структурно-кинетическая организация цикла трикарбоновых кислот при активном функционировании митохондрий // Биофизика. - 1989. - 34, вып. 3. - С. 450-458.

8. *Осадчая Л. М.* Определение активности аминогрансфераз в тканях // Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). - Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1982. - С. 246-250.

9. *Ещенко Н. Д., Вольский Г. Г.* Определение количества янтарной кислоты и активности сухцинатдегидрокназы // Там же. - С. 207-212.

10. *Кондрашова М. И., Григоренко І. В.* Проявление стресса на уровне митохондрий, их стимуляция гормонами и регуляция гидроаэроионами // Журн. общ. биологии. - 1985. - 46, № 4. - С. 516-526.

11. *Руководство* по изучению биологического окисления полярографическим методом / Под ред. Г. М. Франко. - М.: Наука, 1973. - С. 211.

12. *Chance B., Williams G.* Respiratory enzymes in oxidative phosphorylation // J. Biol. Chem. - 1955. - 217. - P. 409-438.

13. *Lowry O., Rosenbrough N., Fan A. et al.* Protein measurements with the Folm protein reagent // Ibid. - 1951. - 193. - P. 265-275.

14. *Кондрашова М. Н., Григоренко С, В., Бабский А. М., Хазанов В. А.* Гомеостазирование физиологических функций на уровне митохондрий // Молекулярные механизмы клеточного гомеостаза. - Новосибирск: Наука, 1987. - С. 40-66.

15. *Даліба М. М., Кургалюк Н. М., Музика Ф. В. та ін.* Синергізм дії α-кетоглутарату і ацетилхоліну на енергетичний обмін в мітохондріях // Фізіол. журн. - 1993. - 39, № 5/6. - С. 65-70.

16. *Кургалюк Н. М., Шостаковська І. В., Гордій С. К.* Вплив ***α***-кетоглутаревої кислоти на холінергічну ланку регуляції опромінених в летальній дозі щурів // Медико-біологічні проблеми адаптації в сучасних умовах існування організму: Мат. наук.-практ. семінару-симп. 14-16 бер. 1995 р., Кузнецовськ. - Львів, 1995. - С. 20.

Львівський державний університет ім. Ів. Франка
Одержано 10.06.97

УДК 577.391

Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська, М. М. Доліба

ВПЛИВ ЕКЗОГЕННОГО АЛЬФА-КЕТОГЛУТАРАТУ НАТРІЮ НА РЕЗИСТЕНТНІСТЬ ЩУРІВ ДО ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ

Введення альфа-кетоглутарату натрію (КГЛ) щурам внутрішньочеревно в дозі 20 мг/100 г маси за 30 хв. до опромінення в дозі 259 мКл/кг погіршувало перебіг променевого ураження тварин після рентгенівського опромінення у мінімально легальній лозі і збільшувало відсоток їх загибелі. Введення КГЛ у ранні терміни після опромінення (1, 2, 3 год.) достовірно збільшувало виживання опромінених тварин після дії іонізуючих променів. Найкращі результати виживання щурів давало парентеральне введення КГЛ тваринам через 1 год. після опромінення та найбільше зниження в них ознак шлунково-кишкового синдрому.

ВСТУП

Давно відомі радіопротекторні властивості ацетилхоліну [1], який значною мірою збільшує виживання тварин за умов летальних доз іонізуючого опромінення, але механізми цього ефекту залишаються нез'ясованими. Проте у літературі підкреслюється, що стан

парасимпатичного відділу нервової системи має значення для перебігу радіаційного ушкодження організму [2].

Про значення для діяльності організму тонких регуляторних взаємин між різними ланками вегетативної нервової системи після опромінення йдеться у праці [3]. При опроміненні тварин у дозах 285 і 570 рад встановлено, що введення щурам адреналіну (АД) або арготаміну за 10 хв до опромінення зменшувало їх смертність. Вивчаючи вплив фармакологічного виключення різних відділів вегетативної нервової системи на прояв симптомів променевого ураження, автори [4-6] в дослідах на собаках встановили, що виключення парасимпатичного відділу вегетативної нервової системи введенням атропіну до опромінення підвищує стійкість тварин до дії як рентгенівського, так і нейтронного випромінювання. Це проявляється у зниженні смертності тварин, та ускладнень симптомів шлунково-кишкового синдрому променевої хвороби. Пригнічення діяльності симпатичного відділу вегетативної нервової системи до опромінення збільшувало смертність тварин і поглиблювало променеве ураження.

Механізми протипроменевої дії АД дослідники пояснюють його вазоконстрикторним впливом, внаслідок чого в деяких радіочутли- вих системах організму створюються гіпоксичні умови і змінюється кисневе напруження у тканинах. Багаторічними дослідженнями нашого колективу встановлено, що на стан вегетативної нервової системи може впливати введення в організм інтермедіатів циклу Кребса. Введення в організм сукцинату підвищує активність адренергічної системи регуляції [7], а введення КГЛ - іншого інтермедіату циклу трикарбонових кислот - активує тонус холінергічного механізму регуляції через зміни співвідношення в системі ацетилхолін - холінестераза [8]. Встановлено, що введення сукцинату натрію як радіопротектора виражено впливало на виживання мишей при опроміненні тварин у діапазоні доз, що відповідає кістковомозковій формі гострої променевої хвороби [9]. Однак вплив екзогенного КГЛ при іонізуючому опроміненні тварин у летальній дозі иа розвиток променевого ураження не досліджено.

© Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська, М. М. Доліба, 1998

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

У дослідженнях використано 232 білих щурів-самців, яких опромінювали тотально рентгенівськими променями на апараті РУМ-17 у мінімально летальній дозі 1000 Р, або 259 мКл/кг. Умови опромінення: напруга - 180 кВ, сила струму - 11 мА, фільтр - Cu+Al, віддаль від джерела опромінення - 65 см, потужність дози - 20 Р/хв, час опромінення - 50 хв. Вплив КГЛ оцінювався за відсотком виживання опромінених тварин при введенні препарату за 0,5 год до опромінення і через 1, 2 і 3 год після опромінення. Препарат вводили у дозі 20 мг/100 г маси тварини, оскільки саме у цій концентрації протягом 30 хв у дослідженнях ряду авторів [8, 10] встановлено виражені зміни енергетичного обміну та стану холінергічної регуляції організму, пов'язані з нагромадженням ацетилхоліну у тканинах та цільній крові на фоні зниження активності холінестерази. В кожній серії дослідів контролем були: неопромінені тварини, яким вводили адекватний об'єм 0,9 %-го NaCl, та опромінені тварини, яким замість КГЛ вводили фізрозчин. Спостереження за тваринами після опромінення проводили впродовж 30 діб. Особливу увагу звертали на клінічні прояви променевого ураження.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

У опромінених тотально рентгенівськими променями тварин вже впродовж перших трьох діб спостерігалося виражене почервоніння рогівки очей, крововиливи в слизових оболонках, ознаки шлунково-кишкового синдрому, а саме поява діареї. Тварини стали малоактивними, відмовлялися від корму, їх шерсть втрачала блиск. Як відомо, на 3-ю добу при даній дозі опромінення різко збільшуються деструктивні процеси у слизових оболонках, спостерігаються ознаки "оголення ворсинок" [11], що є одним з провідних факторів розвитку шлунково-кишкового синдрому [12]. Загибель тварин почалася з 6-ї доби досліджень. На 8-у добу після опромінення смертність становила 10 %, на 14-у - 45 %, а на 30-у добу вижило лише 13 % тварин (рисунок).

Введення КГЛ за 0,5 год до опромінення погіршувало перебіг променевого ураження. Клінічні прояви у вигляді діареї та крововиливів у перші дні були виражені сильніше. На 6-у

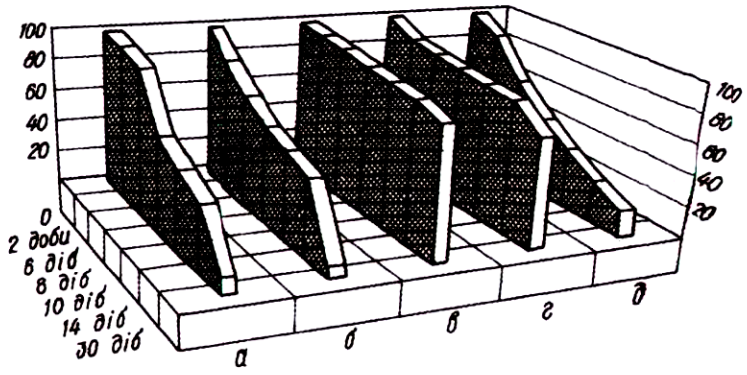
добу смертність становила 38 %, до 14-ї доби загинуло 75 %, а наприкінці дослідження вижило тільки 8 % тварин ($p < 0,1$).

У групі тварин, яким КГЛ вводили через 3 год після опромінення, спостерігалися ті самі ознаки шлунково-кишкового синдрому, що і в попередніх групах. Важкий клінічний стан виявлявся у значному ослабленні тварин, їх іалорухливості, поганому апетиті. До 30-ї доби експерименту вижило лише 20 % тварин при достовірності $p < 0,001$.

При введенні КГЛ через 2 год після опромінення клінічні прояви шлунково-кишкового синдром/ були менш виражені, і до 14-ї доби загинуло тільки 25 % тварин. У наступні терміни ознаки променевої хвороби проявлялися в хронічній формі. Тварини були рухливими, мали апетит, локальні облисіння шерсті не спостерігалися впродовж 30 діб, шкірні цокрови були чистими. На 30-у добу досліджень смертність становила лише 39 % ($p < 0,001$).

Найкращі результати були і серії дослідів, коли КГЛ вводили через 1 год після опромінення. Клінічні прояви шлунково-кишкового синдрому виявлялися найслабше у цій групі щурів.

158



Виживання щурів при тотальному рентгенівському опроміненні у мінімально летальній дозі (*а*) та залежно від терміну парентерального введення α-кетоглутарату Na:

до опромінення за 0,5 год (*б*); після опромінення: *в* - через 1 год; *г* - через 2 год; *д* - через 3 год

Лише у 38 % тварин спостерігалася активна діарея, інші активно рухалися, не мали зовнішніх видимих крововиливів у слизових оболонках. Смертність у цій групі на 18-у добу становила тільки 12,5 %. У наступні дні ***у*** цих тварин з'являлись ознаки перенесеної півгострої форми променевої хвороби - порідіння волосяного покриву, припухлість у ділянці голови. До 30-ї доби спостережень у цій групі вижило 87,5 % тварин *(p* < 0,001). Вони були жвавими, без видимих пошкоджень слизових і шкірних покривів, активно їли корм.

Отже, введення КГЛ за 30 хв. до опромінення погіршувало перебіг променевого ураження тварин після рентгенівського опромінення у дозі 259 мКл/кг і збільшувало відсоток їх загибелі. Порівняно з опроміненням без введення тваринам КГЛ ці результати не мали високого рівня достовірності. Тільки введення КГЛ у всі терміни після опромінення при наявній вибірці давало достовірні результати щодо виживання опромінених тварин після дії іонізуючих променів. Парентеральне введення КГЛ тваринам через 1 год. після опромінення давало найкращі результати виживання щурів і сприяло зниженню виявлення ознак перенесеного шлунково-кишкового синдрому.

КГЛ використовується в клініці для лікування патологій міокарда та печінки [13]. Додаючи у великих кількостях цей препарат пацієнтам з малігнізованою формою ракових пухлин вдається знизити рівень аміаку, який спостерігається у цих хворих, та домогтися зникнення метастазів без шкоди для їх здоров'я [14].

Як показали наші дослідження, введення КГЛ тваринам у перші години після іонізуючого опромінення у мінімально летальній дозі, активуючи холінергічний механізм регуляції, зумовлює зменшення інтенсивності споживання мітохондріями кисню для синтезу макроергів у дихальному ланцюгу, але завдяки підвищенню спряженості дихання та окисного фосфорилування нормалізує клітинну енергетику [15]. Одним з проявів такого впливу є його здатність знижувати рівень малонового діальдегіду - одного з кінцевих продуктів пероксидного окиснення ліпідів, що стабілізує клітинну мембрану.

Використання природного малотоксичного субстрату енергетичного обміну, яким є альфа-кетоглутарат, для корекції порушеної клітинної енергетики шляхом введення

цього метаболіту в опромінений іонізуючою радіацією організм у момент найбільшої ефективності с дуже перспективним для зменшення радіаційного пошкодження і збільшення відсотка виживання тварин.

1. *Бак З., Александру П.* Основы радиобиологии. - М.: Изд-во иностр. лит.,. 1963. - 500 с.

2. *Липшиц Р. У., Кратинова М. А*. Ацетилхолин и активность холинэстеразы в динамике лучевого поражения у белых крыс // Радиобиология. - 1975. - 15, вып. 4. - С. 534-537.

3. *Кричковская Л. В.* Влияние вегетативной нервной системы на всасывание воды в тонком кишечнике облученных крыс. - Деп. в ВИНИТИ 09.07.71, № 3084-71.

4. *Костеша Н. Я.* Реакция собак на γ-нейтронное и рентгеновское облучение верхнего отдела живота. Сообщ. 2. Влияние фармакологического выключения функции вегетативной нервной системы на проявление симптомов лучевого поражения // Радиобиология. - 1980. - 20, вып. 4. - С. 556-559.

5. *Костеша Н. Я.* Реакция собак на γ-нейтронное и рентгеновское облучение верхнего отдела живота. Сообщ. 3. Желудочная секреция при фармакологическом выключении функций вегетативной нервной системы // Там же. - 1981. - 21, вып. **4.** - С. 544-547.

6. *Даренская И. Г., Костеша Н. Я.* Особенности лучевого поражения при воздействии на передний отдел живота собак и влияние некоторых модифицирующих факторов // Там же. - 1991. - 31, вып. 1. - С. 87-91.

7. *Бабский А. М., Кандрашова М. В., Шостаковская И. В.* Действие и последействие адреналина на дыхание митохондрий печени крисы // Бюл. эксперим. биологии и медицины. - 1984. - 98, № 9. - С. 286-288.

8. *Доліба М. М., Кургалюк Н. М., Музика Ф. В. па ін.* Синергізм дії α-кетоглутарату і ацетилхоліну на енергетичний обмін в мітохондріях // Фізіол. журн. - 1993. - 39, № 5/6. - С. 65-70.

9. *Ивницкий Ю. Ю., Штурм Р.* Защита мышей от рентгеновского излучения сукцинатом натрия // Радиобиология. - 1990. - 30, вып. 5. - С. 704-706.

10. *Музыка Ф. В.* Влияние а-кетоглутаргга на энергетический обмен в митохондриях печени в зависимости от степени активации холинэргической нервной системы: Автореф. дис. ... канд биол. наук. - Львов, 1992. - 18 с.

11. *Ресина Л. Н., Семенов Д. И., Трегубенко И. П.* Об изменении количества бокаловидных клеток в эпителии тонкого кишечника облученных и защищенных меркаптоэтиламином мышей // Радиобиология. - 1977. - 17, вып. 6. - С. 910-912.

12. *Quastler H., Lanzl E., Keller V., Osborn J.* Acute intestinal radiation death studies on roentgen in mice // Amer. J. Physiol. - 19Я. - 164, № 2. - P. 546-556.

13. *Саасян И. Р.* Энергетическое состояние митохондрий в патогенезе сердечной недостаточности и ее метаболическая коррекция (клин.-эксперим. исслед.): Автореф. дис. ... д- ра мед. наук. - Ереван, 1990. -21 с.

14. *Groke C.* Mittel mit zerstorender Wirkung auf maligne Tumore, Verfahren zu dessen Herstellung und Preparation zurin Anwndung in der Therapie von Krebskranken // Europaische Patentanmeldung. Anmeldenummer 89100493.9. 12.01.1989.

15. *Шостаковська І. В., Кургалюк Н М.* Вплив α-кетоглугарату, введеного після рентгенівського опромінення щурів в летальній дозі, на дихання і окисне фосфорилювання в мітохондріях печінки // Експериментальна та клінічна фізіологія: Зб. наук. праць. - Львів, 1995. - С. 350-351.

Львівський державний університет ім. І. Франка
Одержано 10.06.97

УДК 577391:577.171.55

Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська

ВПЛИВ АЛ ЬФА-КЕТОГЛУТАРАТУ, ВВЕДЕНОГО ПІСЛЯ РЕНТГЕНІВСЬКОГО ОПРОМІНЕННЯ ЩУРІВ В ЛЕТАЛЬНІЙ ДОЗІ, НА ДИХАННЯ І ОКИСНЕ ФОСФОРИЛУВАННЯ В МІТОХОНДРІЯХ ПЕЧІНКИ

В дослідах на щурах показано, ще тотальне рентгенівське опромінення у дозі 259 мКл/кг пригнічує у мітохондріях печінки швидкість АДФ-стимульованого дихання, зменшує його ефективність і спряженість процесів дихання і окисного фосфорилування з першої години після опромінення і до кінця першої доби.

© Н. М. Кургалюк, І. В. Шостаковська, 1998

Введення внутрішньочеревно альфа-кетоглутарату натрію через 1 год після опромінення зменшує пострадіаційне пригнічення процесів дихання і окисного фосфорилування, підвищує його ефективність вже з першої години і до кінця першої доби, знімає порушення спряження дихання і фосфорилування у мітохондріях печінки.

ВСТУП

Шлунково-кишковий тракт характеризується надзвичайно високою чутливістю до дії іонізуючої радіації, яка навіть при відносно малих дозах спричиняє порушення його функцій

[I], а при високих дозах впливає на здатність організму до виживання, оскільки від цього залежить повноцінність перетравлювання та засвоєння організмом поживних речовин, необхідних для репараційних процесів, регенерації ушкоджених тканин, в т. ч. епітеліальних покривів шлунково-кишкового тракту, відновлення його бар'єрних функцій. Внаслідок опромінення у летальній дозі смерть настає вже через 4-7 діб від кишкової форми гострої променевої хвороби [2], тобто ще до появи ознак кістково-мозкового синдрому.

Відомо, що адреналін та інші біологічні регулятори мають радіопротекторні властивості при введенні їх до опромінення [3]. Нами встановлено, що структурний аналог ацетилхоліну - карбахолін є сполукою з вираженим радіопротекторним ефектом [4].

Одним з можливих шляхів фізіологічного впливу на резистентність організму до дії іонізуючої радіації може бути корекція енергетичних процесів на субклітинному рівні, оскільки вони лімітують всі інші функції клітини. Багаторічними дослідженнями нашого колективу встановлено існування зворотних зв'язків між нейрогормональнюси регуляторними системами та енергетичними субстратами циклу Кребса. При введенні в організм адреналіну активується використання сукцинату (СК) в ЦТК [5], а при введенні ацетилхоліну (АХ) - стимулюється більш інтенсивне використання при окисному фосфоритуванні іншого субстрату - α-кетоглутарату (КГЛ) на фоні зниження активності сукцинатдегідрогенази в мітохондріях (МХ) печінки [6]. Це дало право говорити про реципрокні взаємовідносини між адренергічними і холінергічними механізмами регуляції енергетичного обміну на субстратному рівні [7, 8].

З'ясувалося, що введення різних субстратів дихання в організм не тільки впливає на мітохондріальні процеси, а й змінює його нейрогуморальний статус. При введенні в організм СК підвищується активність адренергічної системи регуляції [9], а введення КГЛ активує тонус холінергічного механізму регуляції через зміни взаємовідносин в системі АХ-холінестераза [10]. Одночасно у МХ під впливом екзогенного КГЛ дихання переключається на більш інтенсивне використання ендогенного КГЛ, що засвідчує синергічну дію КГЛ і АХ на енергетичний обмін у МХ [11] та існування зворотних зв'язків у системах адреналін - сукцинат [12] та ацетилхолін - α-кетоглутарат.

Виявилось, що екзогенний СК впливає на радіочутливість організму до іонізуючого опромінення. Введення мишам СК натрію підвищувало їх резистентність до рентгенівського опромінення [13]. Враховуючи важливу роль мітохондріальних процесів для життєдіяльності клітини було важливо з'ясувати, як впливає введення в організм другого субстрату циклу Кребса - КГЛ після опромінення у мінімально летальній дозі на пострадіаційні зміни дихання та окисного фосфорилування у МХ печінки.

161

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Досліди проведено на щурах-самцях масою 180-200 г. Дослідних тварин опромінювали на установці ТУМ-17 за умов: напруга - 180 кВ, сила струму - 11 мА, фільтр Cu+Al, віддаль від джерела опромінення - 65 см, потужність дози - 20 Р/хв, час опромінення - 50 хв до досягнення сумарної дози 259 мКл/кг. КГЛ вводили через 1 год після опромінення, тому що введення інтермедіату у цей строк давало найкращий ефект за відсотком виживання опромінених тварин. Тварин поділили на три групи: 1) неопромінений контроль - тварини, яким внутрішньочеревно вводили 1 мл фізрозчину; 2) опромінені тварини, яким також вводили 1 мл фізрозчину; 3) тварини, яким вводили 1 мл КГЛ (20 мг/100 г маси) внутрішньочеревно через 1 год після опромінення. Декапітацію тварин проводили одночасно через 1, 2,5 і 24 год після введення препарату і відповідно через 2, 3,5 і 25 год після опромінення. МХ печінки виділяли методом диференційованого центрифугування за умов, що дозволяють зберігати їх нативний стан. Тварин декапітували, швидко виймали печінку, охолоджували протягом 10 хв в середовищі гомогенізації, яке містило (ммоль/л): сахарозу - 300; трис-буфер - 10 (pH 7,4). Із 8%-ї суспензії гомогенату центрифугуванням осаджували фракцію ядер поетапно (при 150 g - 3 хв, при 330 g - 4 хв) без зупинки центрифуги. Фракцію МХ одержували центрифугуванням супернатанту (при 5000 g - 15 хв). Одержаний осад не промивали і регомогенізували у середовищі гомогенізації, яке додавали до одержання густої суспензії з концентрацією мітохондріального білка 70-90 мг в 1 мл.

Дихання МХ реєстрували полярографічним методом за допомогою полярографа LP-7. Детальний опис принципу методу, обладнання полярографічної установки, вимірювальної комірки подано у праці [14]. Середовище інкубації для МХ печінки містило (ммоль/л): сахарозу - 150; KCl - 50; KH_2PO_4 - 1; трис-буфер - 5 (pH 7,4). Відповідно до умов досліду в середовище інкубації додавали різні субстрати (ммоль/л): КГЛ - 1,0; СК - 0,35; а також інгібітори малонату - 2, ротенону - 2. Дихання стимулювали додаванням до суспензії МХ АДФ (200 мкМ). Цей метод досліджень дозволяє ідентифікувати метаболічні стани МХ за Чансом [15] - V_2, V_3 і V_4. На основі полярограми розраховували швидкість фосфорилування доданої АДФ (АДФ/Δt), дихальний контроль за Чансом (V_3/V_4 [16], ефективність фосфорилування доданої АДФ (ДДФ/О). Отримані зміни представляли у вигляді діаграм. Концентрацію білка визначали за методом [17]. Результати опрацьовували методом варіаційної статистики за Стьюдентом.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Рентгенівське опромінення тварин у мінімально летальній дозі спричинює зниження процесів дихання і окисного фосфорилування у МХ печінки тварин через 1 год після ін'єкції фізрозчину і 2 год після іонізуючого опромінення. Так, швидкість АДФ-стимульованого дихання через 2 год у опромінених тварин (рис. 1, а) при окисненні КГЛ знижується на 19,8 % ($p < 0,05$), а при окисненні СК - на 15,5 %. Коефіцієнт АДФ/О, який характеризує ефективність фосфорилування АДФ, був на 3 % нижчий, і швидкість фосфорилування АДФ/At - на 4 %, тобто коливались в межах не- опроміненого контролю при окисненні

субстрату КГЛ. Особливо зниженою була швидкість АДФ-стимульованого дихання при окисненні КГЛ, вона становила 80,2 % неопроміненого контролю ($p < 0,05$). Вимірювання дихального контролю за Чансом (V_3/V_4) вказує на тенденцію до зниження спряженості процесів диханні і окисного фосфорилування при опроміненні у даній дозі вже в перші години променевого ураження.

Введення КГЛ через 1 год після опромінення призводить до значного зростання АДФ-стимульованого дихання - показника V_3, що виявився найбільш чутливим та інформативним. V_3 зростає як при окисненні КГЛ на 35,6 % ($p < 0,01$), так і СК на 26 % ($p < 0,05$) порівняно з опроміненням без наступного введення КГЛ. Таке зростання швидкості АДФ-стимульованого дихання у цій групі щурів не супроводжується роз'єднанням процесів дихання і окисного фосфорилування, оскільки показник дихального контролю збільшується на 6,4 % при окисненні КГЛ і 4,6 % при окисненні СК порівняно з опроміненим контролем. Зростає також швидкість фосфорилування доданої АДФ на 13 % у випадку КГЛ і на 56,8 % ($p < 0,01$) для СК порівняно з опроміненням. Ці значення дихального контролю і швидкості фосфорилування наближаються до меж неопроміненого контролю і навіть перевищують його при окисненні як КГЛ, так і СК. Ефективність фосфорилування (ДДФ/О) істотно не змінюється порівняно з контролем. При введенні КГЛ опроміненим тваринам спостерігалась тенденція до зниження ефективності окисного фосфорилування (АДФ/О), більш виражена у разі окиснення КГЛ, ніж СК, порівняно з опроміненим контролем, що свідчить про мобілізацію запасів СК для генерації АТФ у перші ж години пострадіаційного періоду порівняно з іншими субстратами окис- нення, наприклад, КГЛ.

Порушення механізмів окисного фосфорилування спостерігається і через 2,5 год після ін'єкції опроміненим щурам NaCl (0,9 %-го розчину), тобто через 3,5 год після тотального рентгенівського опромінення. Як засвідчують дані (рис. 1, б), опромінення *у* цій дозі знижує АДФ-стимульоване дихання при окисненні КГЛ до 83,4 % і дещо підвищує при окисненні СК до 118 % порівняно з неопромі- неним контролем. У цей термін знижується також дихальний контроль до 82,7 % ($p < 0,05$) при окисненні КГЛ і до 94 % при окисненні СК, що показує рівень розспряження процесів дихання і фосфорилування, пов'язаних з утворенням АТФ у дихальному ланцюгу МХ. Ефективність фосфорилування доданої АДФ істотно знизилась і становила всього 82 % ($p < 0,01$) при використанні як субстрату КГЛ і до 82 % - СК порівняно з групою неопромінених тварин. Це засвідчує поглиблення порушень процесів утворення макроерга у МХ, а рівнозначне зниження процесів АДФ-стимульованого дихання

при окисненні як НАД-, так і ФАД-залежних субстратів, ймовірно, є наслідком деструктивних змін у самих органелах після опромінення.

При введенні опроміненим тваринам через 1 год КГЛ спостерігаємо через 2,5 год підвищення енергетичного обміну при окисненні. досліджуваних субстратів порівняно з групою щурів, яким КГЛ не вводили, що виражається в збільшенні швидкості АДФ-стимульованого дихання (125,5 % для КГЛ і 111,2 % для СК), дихального контролю (113 % для першого субстрату окислення і 111,8 % для другого) та підвищенні швидкості фосфорилування АДФ порівняно з опроміненням.

163

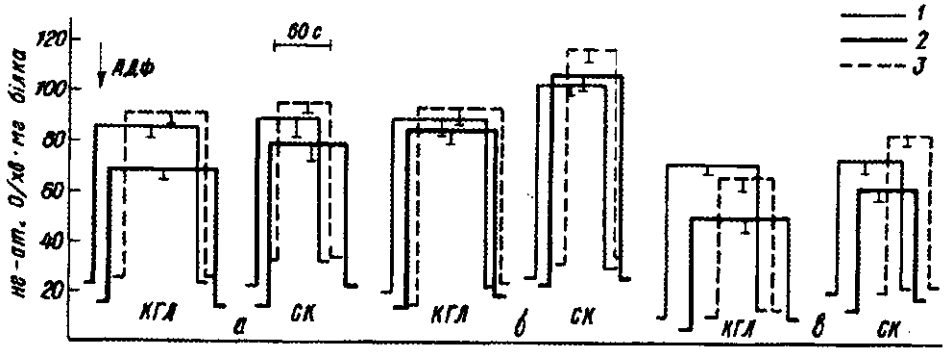


Рис. 1. Вплив α-кетоглутарату Na, введеного через 1 год. після іонізуючого опромінення, на АДФ-стимульоване дихання мітохондрій печінки щура через 1 (*а*), 2,5 (*б*) і 24 год (*в*) після введення препарату:

субстрати дихання: КГЛ - α-кетоглутарат, СК - сукцинат; *1* - неопромінений контроль; *2* - опромінення; *3* - опромінення з введенням через 1 год α-кетоглутарату

Для СК цей показник у групі тварин з післяпроменевим введенням КГЛ збільшується на 19 % ($p < 0,01$) значень у неопромінених тварин.

Через 24 год. після іонізуючого опромінення і введення щурам фізрозчину (рис. 1, *в*) відбувається подальше зниження процесів окисного фосфорилування порівняно з попередніми термінами досліджень. Це відбивається у значному, до 74,6 % ($p < 0,05$), зниженні швидкості АДФ-стамульованого дихання при окисненні КГЛ і 87,7 % - СК порівняно з контролем. Зміни відбуваються на фоні зниження спряженості процесів дихання та окисного фосфорилування, оскільки дихальний контроль у цій групі щурів зменшується при окисненні КГЛ до 74,6 %, СК - до 87,7 %. Особливо послаблюється процес синтезу АТФ в присутності СК: ефективність фосфорилування зменшується до 84,7 % ($p < 0,05$), його швидкість порівняно з неопроміненим контролем - до 80,6 % ($p < 0,05$).

Після введення опроміненим тваринам КГЛ через 1 год. на 24-у годину пострадіаційного періоду спостерігається достовірне зростання показників енергетичного обміну в МХ печінки. Введення інтермедіату призводить до зростання швидкості АДФ-стимульованого дихання при окисненні як КГЛ до 122,6 %, так і СК до 132,7 % ($p < 0,05$) порівняно з опроміненням і відбувається без роз'єднання процесів дихання і окисного фосфорилування. Зростає також ефективність окисного фосфорилування для КГЛ (105,8 %) і СК (124,6 %, $p < 0,05$) та швидкість фосфорилування до 120,2 % ($p < 0,05$) і 137,7 % ($p < 0,05$) відповідно для двох вказаних субстратів порівняно з неопроміненим контролем.

Отже, тотальне рентгенівське опромінення в дозі 259 мКл/кг уже у перші години порівняно з неопроміненими тваринами пригнічує АДФ-стимульоване дихання як на СК, так і КГЛ, зменшує швидкість фосфорилування АДФ, зокрема на СК. Особливо зменшується спряженість процесів дихання і окисного фосфорилування при використанні МХ КГЛ як субстрату. В кінці першої доби після опромінення швидкість АДФ-стимульованого дихання знижувалась більше порівнянь з неопроміненим контролем і була достовірно на 25 % нижче при використанні КГЛ та на 13,3 % нижче при наявності СК, ефективність фосфорилування АДФ залишалась нижчою на 20 % для СК.

164

Внутрішньочеревне введення розчину КГЛ через 1 год після опромінення у мінімально летальній дозі покращувало показники окисного фосфорилування у МХ печінки

Щурів уже в перші 2 год після опромінення при використанні обох субстратів дихання. В результаті при використанні як СК, так і КГЛ швидкість фосфорильованого дихання зросла і перевищила навіть показники неопромінених тварин, збільшилась швидкість фосфорилування АДФ, нормалізувалась спряженість процесів дихання і фосфорилування.

Подібний ефект нормалізації мітохондріальних процесів спостерігався через добу після опромінення, коли під впливом екзогенного КГЛ швидкість фосфорильованого дихання в присутності КГЛ і СК збільшилась відповідно на 22,6 та 32,7 % порівняно з опроміненням. Зросла ефективність фосфорилування та швидкість фосфорилування АДФ порівняно з цими показниками у тварин, яким КГЛ після опромінення не вводився.

На значному експериментальному матеріалі показано, що в МХ печінки кроликів і щурів вже через 1 год після опромінення в летальних дозах настає різке роз'єднання процесів дихання і фосфорилування, що розглядається як наслідок порушень транспорту електронів і протонів у дихальному ланцюгу [18], процес переносу електронів від субстратів окиснення [19]. За допомогою специфічних інгібіторів переносу електронів, пов'язаних із запасанням енергії, встановлено, що при опроміненні пошкоджуються два пункти утворення макроергів, зв'язаних з окисненням сукцинату. Комплекс структурно-функціональних змін МХ при опроміненні має неспецифічний характер і визначається як реакція набухання МХ, активізація мітохондріальної АТФази, що призводить до зменшення вмісту макроерга в органелах і подальшому прискореному їх набуханню [3].

Відомо, що при окисненні доданого КГЛ, особливо стимульованого АДФ, певний внесок у споживання кисню вносить окиснення в МХ ендогенного, а також генерованого з КГЛ сукцинату. Тому для виявлення "чистого" внеску в окиснення КГЛ досліджували фосфорильоване дихання при наявності інгібітора СДГ - малонату. Додавання у полярографічну комірку малонату до суспензії МХ разом із субстратом окиснення КГЛ зменшує окиснення КГЛ, проте стимулювальний ефект екзогенного КГЛ на окиснення мітохондріального КГЛ як субстрату окиснення виражений достовірно краще. Так, якщо на 24-у годину після введення інтермедіату опроміненим тваринам стимуляція АДФ-залежного дихання становить 6,3 %, при наявності малонату цей ефект дорівнює 41,2 % (рис. 2). За цих умов стимулювальний ефект КГЛ на окиснення СК на 24-у годину досліду знімався додаванням у середовище інкубації ротенону - інгібітора переносу електронів у дихальному ланцюгу МХ. Це, очевидно, показує внесок НАД-залежних субстратів в ефект стимуляції дихання при окисненні доданого у середовище інкубації СК (рис. 2).

Виражена стимулювальна дія КГЛ на енергетичний обмін у МХ опромінених тварин можлива декількома шляхами. Одним з них є активуючий вплив на окиснення суміші глутамату з малатом (152,3 % , $p < 0,01$), глутамату з піруватом (124,1 %, $p < 0,05$) порівняно з групою опромінених тварин. Це призводить до утворення ендогенного α-кетоглутарату в амінотрансферазних реакціях і підвищення пов'язаного з цим анаболічного обміну [6].

Відомо, що окиснення КГЛ у МХ пов'язується не тільки з окисним фосфорилуванням і виробленням АТФ у дихальному ланцюгу, а й фосфорилуванням на рівні субстрату і утворенням ГТФ. Оскільки введений екзогенний КГЛ посилює окиснення ендогенного субстрату в МХ, то й ГТФ при цьому утворюється майже в два рази більше, згідно [21], а це впливає на співвідношення цАМФ/цГМФ. Відомо, що зниження цього співвідношення переводить організм на переважне здійснення холінергічних регуляторних впливів, сприяє підвищенню резистентності особин до опромінення і їх виживанню [22].

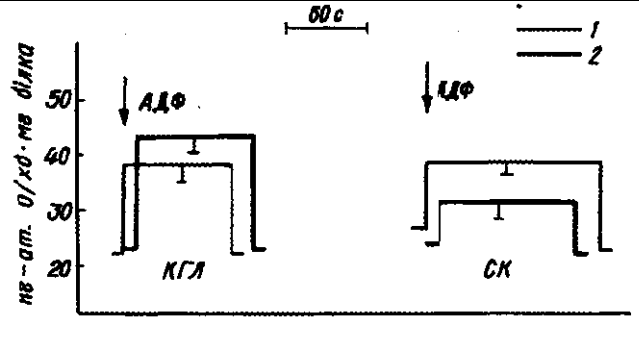


Рис. 2. Вплив внутрішньочеревною введення α-кетоглутарату натрію (20 мг/100 г маси) через 1 год. після опромінення на АДФ-стимульоване дихання мітохондрій печінки щура через 24 год. після введення препарату при окисненні:

КГЛ - 1 мМ α-кетоглутарату і 2 мМ малонату; *СК* - 0,35 мМ сукцинату і 2 мМ ротенону; *1* - опромінення в дозі 259 мКл/кг; *2* - опромінення

	у вказаній дозі з наступним введенням через 1 год α-кетоглутарату

Отже, при введенні КГЛ через 1 год. після опромінення щурів у мінімально летальній дозі відбувалась значна активація енергетичних процесів у МХ опромінених тварин у напрямі їх нормалізації. Останнє надзвичайно важливе для повноцінного енергетичного забезпечення функціональної активності організму за умов дії сильних стресорних подразників, зокрема, іонізуючою опромінення.

1. *Курцин И. Т.* Ионизирующая радиация и пищеварение. - Л.: Медгиз, Ленингр. отд., 1961 - 297 с.

2. *Quastler H., Lanz E,, Keller M., Osborn J.* Acute intestinal radiation death studies on roentgen death in mice // Amer. J. Physiol. - 1931. - 164, N 2. - P. 546-556.

3. *Bacq* Z. *M., Alexander P.* Fundamentals of Radiobioligy. - Oxford etc.: Pergamon press, 1961. - 500 p.

4. *Долиба Н. М., Кургалюк Н. Н., Романик О., Шостаковская И. В.* Влияние карбохолина на пострадиационные изменения дыхания и окислительного фосфорилирования в митохондриях гепато- и энтероцитов // II Всесоюзн. радиобиол. съезд, Москва 21-27 авт. 1989: Тез. докл. - Пущино: Изд. АН СССР, 1989. - Т. 5. - С. 1026-1027.

5. *Шостаковская К В., Бабский А. М.* Влияние адреналина на транспорт кальция и окислительное фосфорилирование в митохондриях // Укр. биохим. журн. - 1984. - 56, № 1. - С. 57-62.

6. *Шостаковская И. В., Долиба Н. М., Гордий С. К.* Активация ацетилхолином окисления α-кетоглутарата в митохондриях печени // Там же. - 1986. - 58, № 5. - С. 54-61.

7. *Гордій С. К., Долиба Н. М., Музыка Ф В., Муращук М. М.* Реципрокное взаимодействие адрено- и холинорецепторов в регуляции интенсивности и эффективности дыхания секреторных клеток // Структурные и функциональные свойства биологических клеток: Докл. МОИП. - М., 1985. - С. 77-80.

8. *Babsky A. M., Doliba N. M., Kondrashova M. N. Shostakovskaya I. V.* Regulation of succinate and α-ketoglutarate oxidation into mitochondria by adrenaline and acetylcholine // VI-th Eur. Bioenerg. Conf.: Reports. - Noordaijhertamt, Netheiland, 1990. - P. 92.

9. *Дбаг Мрван Мустафа.* Холинергическая регуляция энергетического обмена в митохондриях миокарда: Автореф. дис. ... канд.биол. наук. - Львов, 1990. - 16 с.

10. *Долиба М. М.,. Кургалюк Н. М., Музика Ф. В. та ін.* Синергізм дії а-кетоглутараіу і ацетилхоліну на Енергетичний обмін в мітохондріях // Физиоя. журн. - 1993. - Э9, N? 56. - С. 65-70.

11. *Babsky A. M., Doliba N. M., Kondrashova M. N. Shostakovskaya I. V.* Interaction of neurotransmitters and substrates of oxidation // Signal molecules and mechanism of animal behevior: Sympos. abstr. - Puschino, 1989. - P. H8.

12. *Ивницкий Ю.* Ю., Штурм Р. Защита мышей от рентгеновского излучения сукцинатом натрия // Радиобиолгия. - 1990. - 80, вып. 5. - С. 704-706.

13. *Кондрашова М. Н., Григоренко С. В***.** Проявление стресса на уровне митохондрий, их стимуляция гормонами и регуляция гидроаэроионами // Журн. общ. биологии. - 1985. - 36, № 4. - С. 516-526.

14. *Руководство* по изучению биологического окисления полярографическим методом. - М.: Наука, 1973. - 221 с.

15. *Chance B., Williams G.* Respiratory enzymes in oxidative phosphorylation // J. Biol. Chem. - 1955. - 217, N 2. - P. 409-438.

16. *Chance B., Williams G.r.,* The respiratory chain and oxidative phosphorylation // Adv. Enzymol. - 1956. - 17. - P. 65-134.

17. *Lowery O. H., Rosebroughh N. I., Farr A. L., Randall R.I.* Protein measurement with the Folin phenol reagent // J. Biol. Chem. - 1951. - 193, N 1. - P. 265-275.

18. *Мытарева Л. В.* Процессы тканевого дыхания и сопряженного окислительного фосфорилирования при лучевой болезни экспериментальных животных: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. - Л., 1959. - 39 с.

19. *Bekkum D. van, Zaalberg O***.** Mechanisms of chemical protection against ionizing radiation in living onanisms // Int. J. Radiol. Biol. - 1960. - N 2. - P. 156-158.

20. *Kondrashova M., Goguadze K., Medvedev* B., Babsky A. Succinic acid oxidation as the only energy support of intensive Ca^{2+} uptake by mitochondria // Biochem. and Biophys. Res. Communs. - 1982. - 109, N 2. - P. 376-381.

21. *Музыка Ф. В.* Влияние а-кетоглутарата на энергетический обмен в митохондриях печени в зависимости от степени активации холинэргической нервной системы: Автореф. дне. ... канд. биол. наук. - Львов, 1992. - 14 с.

22. *Лозинская И. Н., Никифорова Н. А., Москаленко И. П.* Индивидуальные пострадиационные реакции циклических нуклеотидов в лимфоидных клетках селезенки крыс // Радиобиология. - 1992. - 32, вып. 4. - С. 534-539.

Львівський державний університет ім. Івана Франка

Одержано 10.06.97

УДК 631; 632; 614

М. І. Мойсеєнко, Я. І. Серкіз, І. П. Дрозд, А. І. Ліпська, В. М. Індик

ДИНАМІКА ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА ОРГАНИ І ТКАНИНИ ТВАРИН ПРИ ТРИВАЛОМУ НАДХОДЖЕННІ ДО ОРГАНІЗМУ РАДІОНУКЛІДІВ ^{137}Cs ТА ^{90}Sr+^{90}Y

Наведено результати досліджень депонування радіонуклідів ^{137}Cs, ^{90}Sr+^{90}Y в органах і тканинах у лабораторних щурів лінії Вістар, яким тривалий час вводили різну кількість вказаних радіонуклідів або їх суміш. Визначено поглинуті дози в органах і тканинах та динаміку їх формування. Дозові радіаційні навантаження є основою для подальшого розрахунку ризиків біологічних ефектів.

ВСТУП

Експериментальні дослідження біологічної ефективності сукупності радіонуклідів, що випали в результаті аварії на ЧАЕС, на лабораторних та диких тваринах за 10 післяаварійних років виконувалися багатьма дослідниками [1-7]. Однак результати цих досліджень (виявлені біологічні ефекти) не завжди коректно зіставлялися з конкретними величинами поглинутих доз радіації, особливо сформованих за рахунок внутрішньої компоненти опромінення. Це призводило до неоднозначного трактування отриманих результатів радіобіологічних досліджень і, найважливіше, не дозволяло вичленити роль радіаційної компоненти у формуванні сукупного кінцевого біологічного ефекту, що можливе лише за умов знання залежностей "доза-ефект" для того чи іншого виду тварин.

© М.І. Мойсеєнко, Я. І. Серкіз, І. П. Дрозд, А. І. Ліпська, В. М. Індик, 1998

Виконання таких досліджень в натурних умовах Зони відчуження або будь-яких інших територій, забруднених радіонуклідами, що було б найбільш науково прийнятним, є надто складним і вимагає значних фінансових витрат, тому що пов'язане з необхідністю дослідження великої кількості диких тварин, що мешкають на територіях з різними рівнями забрудненості. Складність полягає ще й у тому, що ці території повинні бути абсолютно ідентичними за складом ґрунтів, рослинного та тваринного світу, а також структурою радіаційного забруднення, чого практично досягти неможливо. Враховуючи це, найбільш реальним та науково виправданим є постановка модельних експериментів на лабораторних тваринах, що знаходяться у відповідних строго контрольованих умовах.

Незважаючи на те, що окремі аспекти подібних досліджень виконані і продовжують виконуватися багатьма вченими як в Україні, так **і** за кордоном, до цього часу відсутні комплексні дослідження, об'єднані однією ідеєю та метою - визначити ризики біологічних пошкоджень на одиницю поглиненої дози за умов строго контрольованого тривалого надходження до організму як окрешіх радіонуклідів, так і їх сукупності ***у*** широкому інтервалі їх кількостей (активностей).

Метою даної комплексної роботи було:

вивчення динаміки формування поглинених доз в органах і тканинах експериментальних тварин - щурів лінії Вістар протягом тривалого внутрішнього надходженні радіонуклідів ^{137}Cs, ^{90}Sr+^{90}Y та іх сукупності в широкому інтервалі активностей;

вивчення у зазначених умовах експерименту порушення (або його відсутності) однієї із найрадіочттливіших ланок організму - "ліпідний обмін - пероксидне окиснення - антиоксидантний захист";

визначення ризику порушення сукупності вивчених біологічних показників на одиницю поглиненої дози радіації;

узагальнення власних та літературних даних з питання наявності радіогенних змін і порушень функціонування вивченої життєво важливої системи організму за умов радіоактивного забруднення та її адаптаційних можливостей.

У зв'язку зі значним обсягом матеріалів, що відображають результати виконаної роботи, їх публікацію заплановано у вигляді чотирьох послідовних повідомлень.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Для експерименту використовували лабораторних тварин - щурів-самців лінії Вістар.

У першій серії дослідів статевозрілим тваринам, починаючи з 3- місячного віку (маса 156±5 г), щоденно індивідуально перорально через зонд вводили водний розчин хлористого ^{137}Cs різних активностей. Об'єм розчину однократного введення становив 3,0±0,2 мл. За активністю радіонуклідів, що вводишся, тварини були розподілені на три групи: I група - 10 кБк/кг; II група - 100 кБк/кг; III група - 1000 кБк/кг.

Тваринам другої серії дослідів за ідентичних умов вводили розчин хлористого ^{90}Sr+^{90}Y наступних активностей: IV група - 1 кБк/кг; V група - 10 кБк/кг; VI група - 100 кБк/кг.

Термін введення радіонуклідів усім групам тварин - 12 міс. Через 30, 90 та 360 діб після початку введення радіонуклідів частину тварин забивали швидкою декапітацією,

відбирали органи та тканини для визначення вмісту в них радіонуклідів та біологічних досліджень. Вміст радіонуклідів визначали спектрометричним, радіометричним та радіохімічним методами за загальноприйнятими методиками. Всього в експерименті було використано 540 тварин.

Дози опромінення органів та тканин піддослідних тварин розраховували за методами, викладеними в працях [8, 9].

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дози внутрішнього опромінення органів та тканин організму визначаються кількістю накопичених в них радіонуклідів та її ядерно-фізичними характеристиками. Динаміка накопичення радіонуклідів та їх розподіл по органах і тканинах, у свою чергу, визначаються особливостями їх метаболізму, які залежать від хімічних властивостей радіоактивних речовин, їх біологічної ролі, а також віку, статі, наявності в дієті нерадіоактивних аналогів тощо. Загальною для усіх радіонуклідів при їх пероральному надходженні до організму є наступна схема: всмоктування з тією чи іншою ефективністю в тонкому кишечнику, транспорт з кров'ю до критичного органа та подальше їх виведення з фекаліями. Для різних ізотопі® виведення може описуватися як одноекспонентною, так і багато експонентною моделлю. Таким чином, для усіх радіонуклідів, що потрапили до організму пероральним шляхом, динаміка їх накопичення в критичному органі описується залежністю:

$$q_t = q_0 \cdot k \int_0^t \exp(-0{,}693t / T_{еф})dt =$$

$$= 1{,}44 \cdot q_0 \cdot k \cdot T_{еф} [1-\exp(-0{,}693t / T_{еф}], \qquad (1)$$

де q_t - вміст радіонукліда в критичному органі на час t, q_0 - щоденне надходження радіонукліда до організму; k - коефіцієнт переходу із шлунково-кишкового тракту до критичного органа; $T_{еф}$ - ефективний період біологічного напіввиведення радіонукліда з критичного органа.

У загальному випадку як k, так і $T_{еф}$ не є сталими величинами і визначаються швидкістю метаболізму ізотопу в організмі [10]. При цьому із збільшенням швидкості метаболізму k зростає, а $T_{еф}$ зменшується, що значною мірою впливає на величину поглиненої дози у критичному органі.

1. Формування доз опромінення при тривалому пероральному надходженні до організму ^{137}Cs. Цезій належить до лужних елементів, Природний цезій складається із стабільного ізотопу ^{133}Cs. Відомі 23 радіоактивні ізотопи, із яких найбільше значення мають ^{137}Cs та ^{134}Cs. Ооидва ізотопи є γ- та β-випромінювачами. ^{137}Cs випромінює γ-кванти з енергією 0,662 МеВ та β-частинки з середньою енергією спектра на 1 *розпад* ядра - 0,18 МеВ/розп. Ефективна енегрія, що передається критичному органу в кожному акті розпаду, для щурів становить 0,34 МеВ/розп (^{137}Cs) та 0,5 МеВ/розп (^{134}Cs). Періоди напіврозпаду ^{137}Cs та ^{134}Cs становлять відповідно 30,17 та 2,06 років. Цезій є хімічним аналогом калію, що визначає особливості його метаболізму в організмі. Він майже рівномірно розподіляється по всіх м'яких органах та тканинах, практично повністю всмоктуючись у кишечнику. Близько 90 % цезію виводиться з організму з сечею, що пояснює його підвищену концентрацію в

нирках при тривалому надходженні до організму [11]. Виведення з організму щурів описується одною або декількома експонентами з ефективним періодом напіввиведення 6-18 діб [10, 12].

Таким чином, аналізуючи вираз (1) ми бачимо, що при тривалому рівномірному надходженні до організму цезію певної сталої активності через деякий: час встановлюється динамічна рівновага ніж його накопиченням та виведенням. Цей час залежно від фактичного значення $T_{еф}$ становить 40-90 діб. При встановленні динамічної рівноваги ($t >> T_{еф}$) із виразу (1) можна обчислити кратність накопичення ізотопу у критичному органі:

$$n = q_t / q_0 = T_{еф} / 0{,}693 = (8{,}5 \div 26).$$

Аналізуючи накопичення радіонукліду, отримані у нашому експерименті, ми бачимо, що кратність його накопичення на 360-у добу становить 9,6±0,6, тобто елективний період напіввиведення $T_{еф}$=6,65±0,42 доби. Отриману величину $T_{еф}$ ми використовували при розрахунку доз внутрішнього опромінення на стадії накопичення (до 90 діб). На стадії насичення (після 90 діб) приріст дози ставав лінійним і розрахунки велись за виразом:

$$D=q_1 \cdot T_{еф} \cdot t' \cdot 1{,}38 \cdot 10^{-8}/m \text{ [Гр]}, \qquad (2)$$

де q_1 - рівноважна активність цезію в організмі щурів, Бк; t' - час опромінення, діб (відлік від 90-ї доби); $E_{еф}$ - ефективна енергія, МеВ/розп; m - маса органа, кг.

Результати розрахунків доз на органи та тканини тварин наведено в табл. 1, 2. Варто відмітити добру узгодженість отриманих результатів накопичення радіонукліда і теоретичних розрахунків, що дає можливість розраховувати поглинені дози з високою достовірністю.

Таблиця 1. Дозові навантаження на тварину при щоденному пероральному введенні ^{137}Cs

*Роз - розрахункові дані, Екс - експериментальні.

Група тварин	Кількість цезію, що вводиться щоденно, кБк/кг	30 діб, *m*=189±l5 г		
		Кількість накопиченого цезію в організмі, кБк/тварину		П д
		Роз*	Екс	
I	10	15,8	13,7±1,5	0
II	100	158	151±14	
III	1000	1580	1672±145	8

2. Формування доз опроміненні при тривалому надходження $^{90}Sr+^{90}Y$. Стронцій належить до лужних елементів. Природний стронцій складається з 4 стабільних ізотопів з масовими числами 84, 86-88. Відомі 18 радіоактивних ізотопів, найважливішим з яких у радіотоксичному плані є ^{90}Sr. Період напіврозпаду ^{90}Sr становить 28,6 року, а його дочірнього елементу ^{90}Y - 64,1 год., тому ці ізотопи завжди знаходяться у динамічній рівновазі. $^{90}Sr+^{90}Y$ є "чистим" β-випромінювачем. Середня енергія β-спектра, що передається опромінюваному об'єкту в одному акті розпаду ядра (вона ж для $^{90}Sr+^{90}Y$ є і ефективною енергією), досить велика і становить 1,09 МеВ/розп., переважно за рахунок високоенергетичного випромінювання ітрію. Стронцій є хімічним аналогом кальцію і бере активну участь у метаболізмі. Він є остеотропним радіонуклідом і належить до об'ємної категорії депонування. Стронцій розподіляється протягом тривалого часу в мінеральній частині кістки шляхом хімічного обміну. З кров'яного току $^{90}Sr+^{90}Y$ швидко переноситься на кісткову поверхню, концентруючись в остеоцитах, які беруть активну участь у мінералізації і, як правило, часто залишаються депонованими у заново утвореній кістковій тканині.

170

При тривалому надходженні до організму значна частина ізотопу накопичується в молоці самок, що може бути значним джерелом його надходження до організму дітей. Розчинні сполуки стронцію добре всмоктуються із ШКТ; резорбція становить 10-60 % [10]. У щурів до 57 % стронцію, що потрапив у кров'яне русло, може перейти у кісткову тканину (частіше 32-36 %). Із зменшенням віку тварин його надходження у кісткову тканину зростає. Виведення ізотопу з організму відбувається з калом (85 %) та сечею (15 %). Встановлено кілька періодів напіввиведення стронцію з організму. Короткий період (декілька діб) характеризує його виведення з м'яких тканин; довгий (десятки та сотні діб) - переважно з кісток. Наявність довгого періоду напівиведення стронцію пояснює постійне зростання його концентрації у кістках при тривалому надходженні до організму. Динамічна рівновага між надходженням і виведенням при цьому за життя тварин не досягається, чим і пояснюється нелінійне зростання поглиненої у кістках дози, яка при тривалому надходженні до організму через відносно тривалий час може досягати дуже значних величин, що і спостерігалося в експерименті (табл. 3).

Таблиця 2. Розподіл ^{137}Cs та поглинені дози і органах і тканинах щурів на 90-у добу при щоденному введенні їм радіонукліду різної активності

Орган (тканина)	Кількість ^{137}Cs, яка вводиться щоденно, кБк/кг					
	10		100		1000	
	Вміст цезію в органі, кБк	Поглинена доза, сГр	Вміст цезію в органі, кБк	Поглинена доза, сГр	Вміст цезію в органі, кБк	Поглинена доза, сГр
Селезінка	0,22±0,02	5,8±0,4	2,34±0,17	61,6±6,4	22,25±1,76	585±49
Нирки	0,64±0,05	8,5±0,7	6,81±0,52	89,2±7,8	64,79±5,8	847±78
Статеві залози	0,92±0,09	6,7±0,6	9,79±0,76	70,3±6,9	93,05±8,16	668±73
Печінка	1,87±0,21	6,3±0,6	19,81±1,78	66,6±5,7	188,13±15,74	632±65
Кишечник	1,99±0,24	5,6±0,4	21,08±3,39	58,3±5,9	200,27±33,06	575±49
М'язи	14,54±1,31	4,2±0,4	153,36±14,19	44,7±3,8	1456,6±152,7	421±43
Мозок	0,12±0,01	5,4±0,5	1,29±0,13	56,1±4,9	12,72±1,13	553±48
Серце	0,23±0,08	8,1±0,7	2,37±0,19	82,4±9,1	23,11±1,76	805±75
Легені	0,89±0,06	9,0±0,8	7,90±0,58	79,5±7,6	91,01±6,57	916±103
Кров	0,45±0,03	5,8±0,6	4,21±0,41	57,4±5,8	39,16±3,82	553±65

171

Таблиця 3. Інкорпорація $^{90}Sr+^{90}Y$ та дозові навантаженні на скелет щурів у різні терміни після початку щоденного перорального ведення ізотопу у різних кількостях

Група тварин	Кількість стронцію, що вводиться щоденно, кБк/кг	Тривалість введення, маса тварин					
		30 діб, m=185±13 г		90 діб, m=280±l7 г		360 діб, m=328±21 г	
		Кількість накопиченого стронцію в кістках скелета, кБк	Поглинена дозі, сГр	Кількість накопиченого стронцію в кістках скелета, кБк	Поглинена доза, сГр	Кількість накопиченого стронцію в кістках скелета, кБк	Поглинена доза, сГр
IV	1	1,0±0,3	0,60±0,18	1,2±0,3	2,5±0,8	2,3±0,3	20,4±7,9
V	10	12,5±4,7	7,1±0,3	13,4±1,6	26,9±4,9	19,2±2,5	170,9±32,6
VI	100	112,9±19,2	64,4±5,7	129,7±18,2	259,4±46,7	221,6±23,5	1972,8±245,3

При вивченні залежностей "доза-ефект" слід особливо враховувати, що через досить велику енергію β-частинок і депонування стронцію у кістковій тканині значного опромінення зазнає червоний кістковий мозок (ЧКМ) та прилеглі м'які тканини. Так, доза опромінення кісткового мозку становить від 25 % (люди) до 65 % (щури) поглиненої дози у кістковій тканині.

Оскільки коефіцієнт резорбції $^{90}Sr+^{90}Y$ із ШКТ < 1, нами було оцінено дозу опромінення сліпої кишки, яка зазнає найбільшого опромінення в шлунково-кишковому тракті при транзиті через нього радіоактивних речовин [13]. Результати опромінення окремих органів та тканин наведені у табл. 4.

Таблиця ***4.*** Поглинені дози в окремих органах (тканинах) щурів від $^{90}Sr+^{90}Y$ у різні терміни після початку щоденного введення ізотопу в кількості 100 кБк/кг, сГр

Орган (тканина)	Термія спостереження, діб		
	30	90	360
Скелет	64,4±5,7	259,4±46,7	1972,8±245,3
Сліпа кишка	72,9±6,4	229,4±23,7	885,7±46,2
Кістковий мозок	41,8±3,9	168,6±17,3	1282,3±113,6
Гіпофіз	43,8±4,7	176,3±16,5	1340,9±126,5
Щитовидна залоза	14,2±1,8	57,1±4,8	434,0±51,3
Печінка	4,5±0,6	18,1±2,2	138,5±12,6
М'язи	6,3±0,5	24,7±3,1	155,6±17,9
Головний мозок	28,6±3,1	98,2±8,7	291,5±30,4

Аналізуючи наведені у таблиці результати розрахунку доз, легко помітити їх рівномірне накопичення з часом в органах, де досягається динамічна рівновага між надходженням та виведенням (ШКТ на прикладі сліпої кишки), та нелінійний приріст дози в органах, де рівновага не досягається (кісткова тканина, ЧКМ, печінка). Це є характерною ознакою остеотропних радіонуклідів, для яких дуже ретельно треба аналізувати динаміку формування доз опромінення, особливо таких радіочутливих органів, як ЧКМ, і враховувати виявлені особливості при пошуку залежностей "доза - ефект".

1. *Серкиз Я. И., Пинчук В. Г., Пинчук Л. Б. и др.* Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС. - Киев: Наук, думка, 1992. - 172 с.

2. *Рясенко В. И., Зак К. П., Родионова Н. В. и др.* Влияние радиоизотопов цезия и стронция на кроветворную ткань животных, содержащихся в 30 км зоне аварии на ЧАЭС / Препринт НПО "Припять". - Чернобыль, 1994. - 28 с.

3. *Алесина М. Ю., Рясенко В. И., Дымаренко П. И.* Радиобиологические эффекты в различных органах и тканях животных в зоне радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС / Препринт НПО "Припять". - Чернобыль, 1994. - 63 с.

4. *Шишкина Л. И., Кудряшева А. Г., Загорская И. Г.* Состояние систем клеточной регуляции в органах диких грызунов из районов аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения ка

наземные экосистемы в зоне аварии на ЧАЭС. - Сыктывкар, 1996. - С. 77-100. - (Тр. Коми науч. центра Уральск. отд. РАН; № 145).

5. *Чорнобильська* катастрофа / Під ред. акад. НАНУ В. Г. Бар'яхтара. - К: Наук. думка, 1996. - 565 с.

6. *Кудряшева А Г., Шишкина Л. И., Загорская Н. Г.* Функциональное состояние органов грызунов природных популяций в зоне аварии на ЧАЭС / Чернобыль-94 // Сб. докл. IV Междунар. науч.-тех. конф. - Чернобыль: Сильвер Полиграф,. 1996. - Т. 2. - С. 312-321.

7. *Панченко Н. А, Филимонов И. С., Загоруйко Е. Е. и др.* Цитогематологические показатели адаптации у крупного рогатого скота при хроническом радиационном воздействии в зоне отчуждения ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1995. - Вип. 2. - С. 162-168.

8. *Биологические* эффекты при длительном поступлении радионуклидов / В. В. Борисова, Т. М. Воеводина, А. В. Федорова, Н. Г. Яковлева. - М.: Энергоатомиздат, 1988. - 168 с.

9. *Дрозд І. П.* Відновлення параметрів радіаційних умов та дозових навантажень населення територій, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. - К., 1992. - 16 с.

10. *Вредные* химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. / В. А Баженов, Л. А. Булдаков, И. Я. Василенко и др.; Под ред. В. А. Филова и др . - Л.: Химия, 1990. - 464 с.

11. *Человек.* Медико-биологические данные: Докл. раб. группы комитета II МКРЗ по услов. человеку. - М.: Медицина, 1977. - 496 с.

12. *Дрозд И. П.* Исследование зависимости периода полувыведения цезия от режима поступления в организм // Тез. докл. радиобиол. съезда, Киев, 29-25 сент. 1993. - Пущино, 1993. - Ч. 1. - С. 320.

13. *Запольская Н. А, Павлицкая Е. Д.* Расчет доз на кишечник у мелких лабораторных животных // Радиобиология. - 1988. - ***8,*** вып. 2. - С. 315-319.

Інститут експериментальної патології, онкологи і радіобіології ім. Р. Є. Кавецького НАН України, Київ
Медична академія, Івано-Франківськ
Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ

Одержано 10.12.97

УДК 614.2:614.876

В. Г. Бебешко, С. Г. Галкина, А. И. Мостепан

АНАЛИЗ, ОЦЕНКА ДЕЯТЕЛЬНОСТИ И ГОТОВНОСТИ СМСЧ/МСЧ К ОКАЗАНИЮ СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОЙ МЕДИЦИНСКОЙ ПОМОЩИ ПРИ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЯХ

Представлены результаты паспортизации медицинских учреждений (СМСЧ/МСЧ), обслуживающих предприятия атомной энергетики, а также анкетирования их руководителей. Проведен анализ деятельности СМСЧ(МСЧ) и оценка их готовности к оказанию специализированной экстренной медицинской помощи в случае возникновения радиационной аварии. На основе полученных данных предложены мероприятия, направленные на устранение выявленных недостатков.

Последние десятилетия характеризуются продолжающимся расширением профессиональных контингентов, имеющих контакт с многообразными источниками излучения. В развитых странах они составляют до 3,8-4,6 % населения в сравнении с 1-2 % по данным 1972 г. К концу века прогнозируется удвоение нынешней численности работающих в атомной промышленности [1].

© В. Г. Бебешко, С. Г. Галкина, А. И. Мостепан, 1998

Дальнейшее развитие атомной энергетики и размещение атомных электростанций в густонаселенных районах вызывает необходимость разработки и применения специальны! мероприятий по защите, оказанию необходимой помощи обслуживающему персоналу и населению, а также предотвращению или ограничению возможного переоблучения людей [2].

Один з наиболее остро воспринимаемых моментов применения мирного атома - экологическая чистота атомных электростанций и вероятность всевозможных мелких аварий с выбросом в окружающую среду радиоактивных веществ, а также хоть и маловероятной, но все же возможности крупной аварии, носящей характер катастрофы. Какой бы ничтожно малой ни была возможность аварии реактора, она всегда существует [3]. Анализ опыта ликвидации последствий крупных аварий во многих случаях показал, что ныне действующие системы органов здравоохранения, гражданской обороны и военно-медицинской службы порой с опозданием реагировали на чрезвычайную ситуацию, медленно наращивали силы и

средства, недостаточно координировали свою деятельность в очаге аварии, что отрицательно сказывалось на окончательных итогах их работы.

Имеющие место различные аварийные ситуации на АЭС, в том числе сопровождающиеся лучевыми поражениями, обусловливают необходимость заблаговременного планирования и выполнения сложной системы организационных и медицинских мероприятий, а также координации деятельности учреждений различных министерств и ведомств, обслуживающих объекты атомной энергетики, по ликвидации последствий радиационной аварии [4].

№ СМСЧ/МСЧ	Стационар, коечный фонд	Поли по
МСЧ № 1	–	
СМСЧ № 1	440	
№ 2	250	
№ 3	265	
№ 4	310	
№ 5	310	
Желтые Воды		
ЦСМЧ № 9	775	
СМСЧ № 1	190	
№ 2	115	

Такую готовность может обеспечить лишь наличие единой общегосударственной системы, службы по оказанию экстренной специализированной из звеньев медицинской помощи. Одним указанной службы являются специализированные медико-санитарные части (СМСЧ), обслуживающие атомные электростанции.

Данная работа посвящена анализу и оценке деятельности и готовности СМСЧ/МСЧ к оказанию специализированной экстренной медицинской помощи в случае возникновения радиационной аварии. С этой целью проведена инвентаризация медицинских учреждений, обслуживающих предприятия атомной энергетики, и опрос руководителей указанных учреждений. Они проводились в соответствии с разработанными нами ранее паспортами медицинских учреждений, обслуживающих атомные электростанции, и листами опроса [5].

Паспортизацией охвачены шесть СМСЧ/МСЧ, обслуживающих пять атомных электростанций, находящихся на территории Украины ((Запорожская (№ 1), Ривненская (№ 3), Хмельницкая (№ 4), Чернобыльская (№ 5, МСЧ № 1), Южно-Украинская (№ 2)) и ЦМСЧ в Желтых Водах.

Анализ полученной информации показал, что все СМСЧ/МСЧ располагают многопрофильными стационарами и поликлиническими отделениями, в которых мотут быть оказаны все виды специализированной медицинской помощи (таблица). В Желтых водах ЦМСЧ (№ 9) со своими филиалами (СМСЧ № 1 - г. Кировоград и СМСЧ № 2 - Кировоградская: область) также имеют стационары и поликлиники.

174

Необходимо отметить, что ни в одном из указанных учреждений ожогового отделения или ожоговых палат нет.

Помимо вышеизложенного, имеются территориально близко расположенные многопрофильные больницы (уровня областных), располагающие от 380 до 860 коек.

В составе приемных отделений всех указанных СМСЧ имеются санитарно-обмывочные пункты, однако пропускная способность их явно недостаточна в случае возникновения радиационной аварии (4-5 человек/ч). В МСЧ № 1 он отсутствует, что недопустимо.

При каждой СМСЧ функционируют СЭС, которые располагают соответствующей дозиметрической аппаратурой, находящейся в рабочем состоянии, и определенным (соответствующим штатному расписанию) количеством специалистов по дозиметрии. Группа клинической дозиметрии отсутствует в СМСЧ № 4, № 2, № 1.

Отмечается неукомплектованность радиопротекторами, блокаторами, декорпорантами в СМСЧ № 4, № 1 и МСЧ № 1.

Деятельность стационаров и поликлиник СМСЧ/МСЧ

Имеющиеся в структуре СМСЧ лабораторные и клинические подразделения в достаточной мере оснащены лабораторно-диагностической, диагностической и реанимационной аппаратурой.

В состав СМСЧ входят отделения переливания крови (ОПК), самое мощное из которых, базирующееся в СМСЧ № 3, рассчитано на 500-700 л крови в год.

Важным моментом является наличие (количество и качество) медицинского транспорта в СМСЧ. По нашему мнению, достаточное количество его находится лишь в СМСЧ № 3 (всего 25 единиц, из них носилочного - 15 единиц); недостаточное - в СМСЧ № 4 (3 единицы); № 5 (4 единицы); № 2 (6 единиц); МСЧ № 1 (6 единиц).

Анализ проведенного ранее анкетирования показал, что в настоящее время бригады быстрого реагирования имеются в 83 % СМСЧ, но не решен вопрос их финансирования. Все опрошенные главные врачи СМСЧ считают, что им необходима методическая и практическая помощь специалистов бригад быстрого реагирования НЦРМ АМН Украины.

По нашим данным, СМСЧ больше всего нуждаются в получении следующей помощи:

радиологической - 100 % СМСЧ; противоожоговой - 86 % СМСЧ;

противошоковой - 66 % СМСЧ;

хирургической - 33 % СМСЧ;

травматологической - 33 % СМСЧ.

Бригады быстрого реагирования СМСЧ недостаточно оснащены укладками СИЗ (66,4 % СМСЧ) и медикаментами (23,4 % СМСЧ).

При локальной радиационной аварии СМСЧ не нуждаются в практической помощи других медицинских учреждений, кроме специалистов НЦРМ АМН Украины. Одновременно главные врачи

считают необходимой помощь подразделений быстрого реагирования МЗ, МО, АМН и штаба ГО Украины в случае широкомасштабной аварии.

Специализированные медико-санитарные части при АЭС обладают достаточной медицинской базой и предназначены для оказания постоянной медицинской помощи персоналу АЭС и жителям городка энергетиков. Имея квалифицированных специалистов, определенный запас необходимых медикаментов и медицинского имущества, они способны, в основном самостоятельно, оказать специализированную помощь пострадавшим в случае локальной радиационной аварии.

Однако для повышения эффективности деятельности СМСЧ/МСЧ мы считаем целесообразным рекомендовать реализовать предлагаемые ниже мероприятия.

1. Создать при всех СМСЧ типовые бригады быстрого реагирования, деятельность которых должна регламентироваться "Положением о бригаде быстрого реагирования".
2. Реорганизовать разработку санитарно-обмывочных пунктов путем увеличения их пропускной способности (создания новых) и установки современной обмывочно-дезактизационной техники.
3. Увеличить количество медицинского носилочного транспорта.
4. Укомплектовать СМСЧ и МСЧ достаточным количеством радиопротекторов, блокаторов, декорпорантов.
5. Создать группы клинической дозиметрии в СМСЧ № 4 и № 2.
6. Укомплектовать имеющиеся при СМСЧ бригады быстрого реагирования медикаментами, укладками СИЗ, медицинским имуществом в соответствии с табелем оснащенности.
7. Постоянно повышать квалификацию по вопросам оказания специализированной экстренной медицинской помощи.

С целью повышения эффективности работы СМСЧ и входящих в них бригад быстрого реагирования и обеспечения постоянной готовности к оказанию экстренной медицинской помощи необходимо регулярно осуществлять проверки деятельности

СМСЧ/МСЧ, в результате которых должны быть определены мероприятия, направленные на дальнейшее совершенствование готовности структур к работе в аварийных ситуациях.

Таким образом, проведенная в данном направлении работа позволила получить сведения о состоянии материально-технической базы СМСЧ/МСЧ и их готовности х оказанию экстренной медицинской помощи в случае аварийной ситуации, выявить ряд недостатков, которые могут помешать своевременно и квалифицированно оказать необходимую медицинскую помощь, а также предложить мероприятия, дающие возможность устранить отмеченные недостатки, повысить эффективность и качество их деятельности.

1. *Руководство* по организации медицинской помощи при радиационных авариях / Под ред. А. К. Гуськовой, А. В. Барановской, Р. Д. Друтман, А А Моисеева, - М., 1986. - 109 с.

2. *Основные* принципы предотвращения переоблучения персонала и населения при авариях на АЭС / А. Д. Туркин, Н. П. Салнин, В. Д. Туровский, Л. М. Лузанова // Handing of Radiatin Accidents, 1977: Proc. Rad. Accid., Vienna, 28 febr. - 4 march 1077. - Vienna: JAEA, 1977. -P. 207-216.

3. *Хала Э. Д.* Радиация и жизнь. – М.: Медицина, 1989. - 256 с.

4. *Руководство* по сетевому планированию обеспечения готовности медсанчасти к оказанию медицинской помощи на случай возникновения аварийной ситуации на АЭС / Под ред. Г. Н. Матвеева. - М., 1986. - 56 с.

5. *Организация* и обеспечение оказания экстренной медицинской помощи при радиационных авариях бригадами быстрого реагирования: Метод, рекомендации. - Киев, 1995. - 25 с.

Институт клинической радиологии Научного центра радиационной медицины АМН Украины, Киев
Поступила 15.08.97

УДК 502.55:621.039.7

Н. Г. Костюченко, В. В. Долин

ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫЙ МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ УДЕЛЬНОГО СОДЕРЖАНИЯ ^{90}Sr В ПОЧВАХ

Разработан и опробован метод инструментального определения удельной активности ^{90}Sr в почвах с использованием радиометра "Бета". Метод применим в паленых условиях непосредственно на участках пробоотбора при активности радионуклида свыше 37 Бк/кг. Рекомендуется для применения в Зоне отчуждения.

Вследствие Чернобыльской катастрофы радиоактивному загрязнению подверглась значительная часть Украины и Беларуси, ряд областей России. В окружающую среду поступило более 80 радионуклидов с периодом полураспада более 5 ч суммарной активностью $1{,}9 \cdot 10^{18}$ Бк, в том числе ^{90} Sr $8{,}1 \cdot 10^{15}$ Бк.

Попадание в окружающую среду такого огромного количества радионуклидов не имеет аналогий в мировой практике. Продукты Чернобыльского выброса резко отличаются от глобальных выпадений прежде всего фазовым составом выпадений.

Территория Зоны отчуждения загрязнена преимущественно горячими частицами топливного происхождения, имеющими низкую растворимость не только в почвенных растворах, но и в минеральных кислотах. В связи с этим применение обычных радиохимических методов определения ^{90}Sr связано с необходимостью дополнительной обработки проб, что увеличивает трудозатраты и длительность анализа.

Возможно, именно в связи со сложностью и длительностью радиохимических определений, сегодня, через 11 лет после аварии, ощущается дефицит данных по содержанию ^{90}Sr в почвах радиационно загрязненных территорий Украины.

В то же время, являясь одним из наиболее опасных з медикобиологическом отношении нуклидом, ^{90}Sr обладает высокой миграционной способностью, отличается высокими коэффициентами: накопления в фитомассе, активно поступает в трофические цепи.

Предлагаемый метод позволяет значительно упростить процедуру определения удельной активности ^{90}Sr в образцах. Он рассчитан для применения в полевых условиях с использованием лишь радиометра "Бета" со свинцовым "домиком" и нескольких алюминиевых пластин различной толщины.

Прямое определение ^{90}Sr инструментальным методом .затруднено из-за присутствия в почах радионуклидов ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru, имеющих близкие энергетические характеристики β-излучения.

Анализ энергетического спектра β- и γ-излучателей может служить важным вспомогательным средством при радиохимическом анализе сложных смесей радионуклидов.

© Н. Г. Костюченко, В. В. Долин, 1998

Достаточно простой и доступный метод снятия энергетических характеристик измерения позволяет контролировать отдельные стадии группового разделения радиоактивных компонентов и количественно оценивать загрязненность их посторонними активными примесями.

Для предлагаемого метода с помощью радиометра "Бета" снимались энергетические характеристики чистых компонентов анализируемой смеси, которые используются в качестве эталонов. Эталонные препараты наносили на стандартные тарелочки и измеряли на приборе сначала без наложения алюминиевого поглотителя, что соответствует счету 100 %, а затем с наложением пластин поглотителя последовательно разной толщины (табл. 1).

В последней колонке табл. 1 символом $\overline{Sr}$ обозначены результаты измерений компонентов смеси без $^{90}Sr+^{90}Y$, т. е. $^{144}Ce+^{106}Ru+^{134}Cs+^{137}Cs$.

На следующем этапе исследований на стандартную тарелочку наносили пробу и производили счет импульсов так же, как и для эталонных препаратов: сначала без поглотителя, затем с наложением калиброванных алюминиевых пластинок. Результаты измерений выражали в процентах счета неэкранированной пробы. Так, для каждого алюминиевого поглотителя найденный процент скорости счета $(n/n_0)100$ выражается суммой

$$a_1A+b_1B+c_1C+d_1D=(n/n_0)100,$$

где a_1, b_1, c_1, d_1 - остаточная счетность, измеренная с алюминиевой пластинкой № 1, %; *A, B, C, D* - доля суммарной активности смеси, обусловленной данным компонентом. Символ компонента в последующих уравнениях выражает ту долю суммарной активности смеси, которая обусловлена данным компонентом:

$$A+B+C+D = 1.$$

Так как рассматриваемая смесь состоит из трех компонентов, то необходимо произвести измерения как минимум с двумя пластинками и тогда получим систему уравнений:

$$A + B + C = 1; \quad (1)$$

$$a_1A + b_1B + c_1C = (n_1/n_0) \cdot 100; \quad (2)$$

$$a_2A + b_2B + c_2C = (n_2/n_0) \cdot 100, \quad (3)$$

которая решается с помощью детерминантов.

Таблица 1. Влияние толщины поглотителя на счет активности на радиометре "Бета" для стандартных источников, %

Номер поглотителя	Количество пластин, шт.	Толщина пластин, мг/см^2	Радионуклиды, % счета			
			$^{90}Sr+^{90}Y$	$^{144}Ce+^{106}Ru$	$^{134}Cs+^{137}Cs$	$\overline{Sr}$
3	5			9,34	3,59	4,16
3	4			5,77	3,81	5,03
3	3			5,75	3,91	6,11
3	2			39,2	4,31	7,80
3	1			57,6	16,9	21,05
1	4	85,6	56,4	61,6	27,1	30,6
1	3	64,2	63,0	67,1	36,6	39,6
1	2	42,8	70,9	72,0	49,4	51,65
1	1	21,4	82,6	78,4	68,4	69,4
-	0	0	100	100	100	100
Символ компонента			A	B	C	D

Номер компоненты	Компонент	инструм
1	$^{90}Sr+^{90}Y$	(
2	$^{144}Ce+^{106}Ru$	
3	$^{134}Cs+^{137}Cs$	(

178

В качестве примера приведем результаты экспериментальной проверки метода на пробе, где удельную активность ^{90}Sr определяли также радиохимическим методом.

Пробу измеряли при экспозиции 2000 с. Результаты измерений: без поглотителя - 41 747 импульсов, с одним поглотителем № 1 - 27 213, с двумя пластинами поглотителя № 1 - 20 857 импульсов. Используя значения, представленные в табл. 1 для эталонных источников, составляем следующую систему уравнений:

1) $A + B + C = 1$;

2) 82,64 + 78,4.8 + 68,4*C* = 73,2;

3) 70,94 + 72,0*B* + 49,4C= 57,4.

Решая эту систему методом определителей, получаем следующие результаты (табл. 2).

Таблица 2. Сравнение результатов радиохимического и инструментального анализа многокомпонентной смеси

Еще проще определить две компоненты, например, $^{90}Sr+^{90}Y$ и компоненту, в составе которой остаются остальные радионуклиды:

$^{144}Ce+^{106}Ru+^{134}Cs+^{137}Cs$,

В этом случае достаточно одного измерения пробы без поглотителя и одного с поглотителем. Для проведения контроля, повышения точности и достоверности результатов целесообразно производить измерения с несколькими разными поглотителями.

ОПИСАНИЕ МЕТОДИКИ ИНСТРУМЕНТАЛЬНОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{90}Sr

Метод целесообразно применять при активности пробы свыше 37 Бк/кг ($1\cdot10^{-9}$ Ки/кг). Методика предназначена для идентификации радионуклидов ^{90}Sr по ослаблению бета-излучения алюминиевыми фильтрами. Применяется она для экспрессного определения удельной активности ^{90}Sr, находящегося в почвах, загрязненных радионуклидами вследствие Чернобыльской катастрофы.

Методика основана на определении зависимости скорости счета исследуемого источника (образца пробы почвы) от толщины алюминиевых фильтров; построении по этим данным кривой поглощения, разложении ее на прямые составляющие; идентификации по слою половинного ослабления бета-излучения радионуклидов и определении активности последних.

Погрешность в определении слоя половинного ослабления бета-излучения радионуклидов не превышает ±30 % при доверительной вероятности P=0,95.

Диапазон активности источников, используемых для индезтификации радионуклидов (37-1,9)10^4 Бк/л ($1 \cdot 10^{-9}$-$5 \cdot 10^{-7}$ Ки/л).

Настоящая методика разработана для радиометра "Бета"'.

Для снятия кривых поглощения используют этажерки, в которых предусмотрена возможность установки фильтров-поглотителей. Фильтры размещают непосредственно у входного окна счетчика.

В наборе необходимо иметь алюминиевые фильтры толщиной от 21,4 до 684 мг·см$^{-2}$. Общая толщина фильтра должна обеспечивать поглощение бета-частиц с максимальной энергией до 2,3 МэБ.

179

ПОДГОТОВКА К ПРОВЕДЕНИЮ ИЗМЕРЕНИЙ

Подготовку радиометра "Бета" к работе и проверку его работоспособности проводят в соответствии с инструкцией по его эксплуатации (разделы 8, 9, 10 инструкции Гд Б52.00.00.)

Перед проведением измерений проверяют сходимость эффективности регистрации радиометра по образцовым источникам из наборов 2СО, 2Т4 и 2К-0. С этой целью определяют скорость счета от образцового источника и сравнивают ее со скоростью счета, которая была олределена для данного источника во время градуировки радиометра (или используют источники с долгоживущими радионуклидами, по которым проводилась градуировка радиометра). Погрешность при наборе общего числа импульсов более 10 000 не должна превышать ±3 %. Проверку эффективности регистрации радиометра проводят по одному образцовому источнику бета-излучения из наборов 2СО, 2Т4 и 2К-0. Активность образцового источника выбирается такой, чтобы скорость счета радиометра была в диапазоне 20-200 имп•с$^{-1}$

Перед каждой серией измерений определяют фон прибора в течение 20-30 мин. Измерение фона повторяют в конце проведения измерений исследуемых образцов.

ПРОВЕДЕНИЕ ИЗМЕРЕНИЙ

Пробу почвы, приготовленную для измерений (в дальнейшем - источник), помещают в блок детектирования. Расстояние между источником и счетчиком должно быть приблизительно 5 мм.

ОБЩИЕ ТРЕБОВАНИЯ

Содержание ^{90}Sr необходимо определять в навесках пробы почвы, подготовленной по ГОСР 14180-80 и измельченной до размера частич, проходящих через сито с сеткой N 0063 по ГОСТ 3584-13 и высушенной при температуре (105±02) °С до постоянной массы.

Взвешивание навесок производят с погрешностью не более 0,1 г.

Требования к содержанию и дезактивации рабочих помещений и оборудования, предназначенных для работ с радиоактивными веществами, соответствуют Основный санитарным правилам работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующего излучения (ОСП-72/87), раздел 10 для лаборатории II класса.

Меры индивидуальной защиты и личной гигиены соответствуют ОСП-72/87, раздел 11.

Радиационный и дозиметрический контроль должны осуществляться в соответствии с ОСП-72/87, раздел. 13.

Работающие с источниками, содержащими ^{90}Sr, обеспечиваются бытовыми помещениями в соответствии со СНиП-92-75.

К работе в лаборатории допускаются лица не моложе 18 лет, которые проходят периодический медицинский осмотр согласно указаниям Министерства здравоохранения Украины и допущенные по состоянию здоровья к работе с источниками ионизирующего излучения.

Достоверность полученных результатов анализа контролируется путем сравнения результатов измерения на радиометре "Бета" с результатами радиохимического анализа.

Измеряют источник без алюминиевых фильтров. Время измерения 100-2000 с зависит от активности почвы.

180

Между источником и счетчиком последовательно ставят алюминиевые фильтры, поочередно два фильтра: № 1 и № 3. Толщину отдельного фильтра при известных граничных условиях бета-частиц выбирают из табл. 1.

Алюминиевые фильтры помещают как можно ближе к счетчику. Суммарную толщину фильтров увеличивают до тех пор пока зарегистрированная скорость счета не будет в *пределах* некоторого постоянного значения, соответствующего фону (3-4 измерения).

Рекомендованный порядок увеличения толщины алюминиевых фильтров дня снятия кривых поглощения некоторых радионуклидов приведен в табл. 1.

Время измерения определяют из такого расчета, чтобы было зарегистрировано не менее 500-1000 импульсов.

Для повышения точности определения удельной активности ^{90}Sr целесообразно проводить измерения с алюминиевыми фильтрами различной толщины.

ОБРАБОТКА РЕЗУЛЬТАТОВ ИЗМЕРЕНИЯ

Аналитический метод определения части объемной активности источника, обусловленной "'Sr, решается с помощью системы уравнений

$$A + B = 1,$$

$$a_i A + b_i B = n_i n_0,$$

где A - часть объемной активности источника, обусловленная ^{90}Sr, B - часть объемной активности источника, обусловленная присутствием в источнике других радионуклидов; a_i - коэффициент поглощения i-го алюминиевого фильтра для ^{90}Sr (табл. 1, графа 4); b_i - коэффициент поглощения алюминиевым фильтром излучения остальных радионуклидов (табл. 1, графа 7); n_i - скорость счета радиометра с i-м алюминиевым фильтром; n_0 - скорость счета радиометра без алюминиевого фильтра.

1. *Методика* экспрессного определения объемной и удельной активности бета-излучающих нуклидов в воде, продуктах питания, продукции растениеводства и животноводства методом "прямого" измерения "толстых" проб. - Утверждена Госкомитетом по стандартам СССР, Госагропромом СССР, Главным Государственным санитарным врачом СССР 26.05.87. - 28 с.

2. *Нормы* радиационной безопасности НРБ-76/87. Основные санитарные правила ОСП 72/87. - М.: Энергоатомиздат, 1988. - 142 с.

Государственный научный центр радиогеохимии окружающей среды
Малое научно-производственное предприятие "Відродження", Киев
Поступила 10.03.97

УДК. 536.6.

Т. Г. Грищенко, Л. В. Декуша, Г. П. Гринченко, Л. И. Воробьев, А. Г. Мазуренко

МИКРОКАЛОРИМЕТР ДЛЯ ИЗМЕРЕНИЯ ТЕПЛОВЫДЕЛЕНИЯ ТОПЛИВОСОДЕРЖАЩИХ МАСС

Для решения задач по выявлению и всестороннему исследованию мест скопления ядерного топлива на объекте "Укрытие" разработан новый уникальный дифференциальный микрокалориметр кондуктивного типа с использованием первичных измерительных термоэлектрических преобразователей теплового потока. Описаны метод измерения и устройство микрокалориметра, приведены результаты исследования его погрешностей.

Для преобразования зоны объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему необходима достоверная информация о происходящих там физических процессах. В большинстве случаев существенной характеристикой физических процессов являются тепловые параметры, в связи с чем тепловые измерения сопровождают практически все исследования, выполняемые на объекте "Укрытие", под которым понимается совокупность сооружений, закрывающих радиоактивные материалы [1].

К ряду важнейших научно-практических задач, решаемых на объекте "Укрытие", относятся выявление и всесторонние исследования мест скопления ядерного топлива, которое из разрушенной активной зоны распределено по помещениям объекта "Укрытие" в виде фрагментов активной зоны, мелкодиспергированной высокоактивной топливной пыли и топливосодержащих застывших масс (ТСМ) [1]. Результаты этих исследований используют

при уточнении количества ядерного топлива, оставшегося в объекте "Укрытие", и для разработки рациональных способов преобразования ТСМ для надежного длительного захоронения.

С начала (июнь 1986 г.) систематических исследований аварийного четвертого энергоблока ЧАЭС применяются тепловые методы оперативной оценки мест локализации ТСМ, основанные на использовании первичных преобразователей теплового потока (ПТП) [2]. Установлено, что ядерное топливо находится в основном в составе застывших лавообразных скоплений, сосредоточенных в шахте реактора и прилегающих к ней подреакторных помещениях. Встречаются также пемзообразные ТСМ, удельный вес которых менее 1 г/см^3, и шлакообразные ТСМ, занимающие промежуточное положение между первыми и вторыми по удельному весу. В исследованных образцах топливо находится в виде мелкодисперсных частиц, вкрапленных в силикатную матрицу. Количество топлива в различных образцах ТСМ неодинаково, в отдельных образцах достигает 60 % массы при среднем содержании около 10 %.

Тепловой эффект ядерного топлива определяется в настоящее время распадом долгоживущих радионуклидов и составляет по оценочным расчетам величину порядка 3 Вт на 1 т ядерного топлива при условии, что все виды радиационного излучения поглощаются в образце.

Экспериментальное определение столь малых значений мощности тепловыделения ТСМ представляет собой сложную техническую задачу, требующую применения высокочувствительного инструмента для измерения теплового потока

© Т. Г. Грищенко, Л. В. Декуша, Г. П. Гринченко, Л. И. Воробьев, А. Г. Мазуренко, 1998

в предполагаемом диапазоне значений 10^{-4}-1 Вт. Эта задача осложнена также тем, что исследуемые образцы ТСМ радиоактивны и мощность дозы гамма-излучения, как правило, составляет десятки бэр/ч.

Успехи в развитии теплометрии в Украине [2-5] и опыт применения ПТП при исследовании тепловых процессов и эффектов в условиях повышенной радиации позволили разработать новое средство измерения мощности тепловыделения ТСМ микрокалориметр модели ДМК-1 (рис. 1), созданный в НАН Украины в рамках научно-исследовательской работы по техническому заданию МНТЦ "Укрытие".

Для обеспечения высокой чувствительности и необходимой точности измерения теплового эффекта в диапазоне значений 10^{-4}-1 Вт при квазистационарном процессе выбран дифференциальный метод измерения при использовании калориметра кондуктивного типа с применением термоэлектрического ПТП в виде вспомогательной стенки [2, 6, 7].

При использовании двух включенных по дифференциальной схеме ПТП, установленных в рабочей ячейке и ячейке сравнения, увеличивается точность калориметрических измерений, что позволяет выделить полезную часть измерительной информации. В этом случае искомая мощность тепловыделения образца, помещенного в рабочую ячейку, определяется по результатам измерения дифференциального сигнала двух ПТП:

$$W=ke,$$

где k - градуировочный коэффициент микрокалориметра, e - дифференциальный сигнал ПТП.

Микрокалориметр представляет собой автоматизированную измерительную установку, в комплект которой входят специализированные тепловой и электронный блоки, стандартный измеритель напряжения постоянного тока и ПЭВМ для обработки измерительной информации и представления ее в форме, удобной для восприятия и документирования. Структурная схема установки приведена на рис. 2, а конструктивная схема теплового блока - на рис. 3.

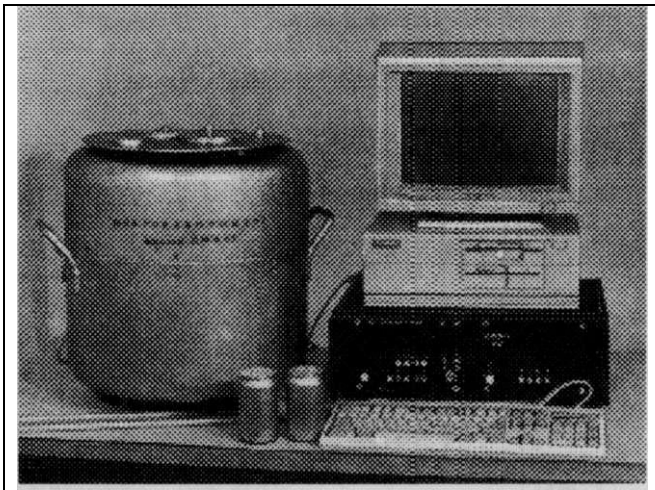


Рис. 1. Внешний вид микрокалориметра

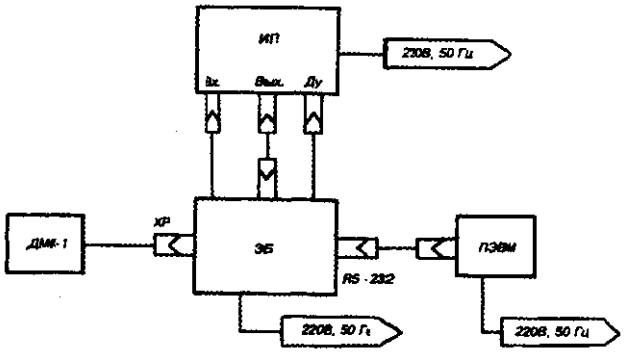


Рис. 2. Структурная схема микрокалориметра: *ДМК*-1 - *тепловой блок; ЭБ - электронный блок; НИ - измерительный прибор;* ПЭВМ - *персональная электронная вычислительная машина;* ХР - *разъемы*

Тепловой блок (собственно микрокалориметр) является основным элементом установки. Он представляет собой конструкцию, содержащую две идентичные измерительные ячейки (7 и 2), смонтированные в двух осесимметричных цилиндрической формы гнездах массивного калориметрического блока 3, выполненного из дуралюмина. Дном каждого из гнезд является нижняя крышка 4, снабженная теплоизоляционным вкладышем 5. Для измерений в ячейках *1* и *2* с помощью специального загрузочного приспособления устанавливают контейнеры, при этом в рабочую ячейку 1 помешают контейнер 6 с образцом ТСМ, а в ячейку сравнения 2 - контейнер 7, пустой или заполненный нейтральным веществом, теплоемкость которого близка теплоемкости исследуемого материала. После установки контейнеров обе ячейки герметизируют притертыми крышками ***8*** и закрывают крышками ***9*** с теплоизолирующими вкладышами ***10.***

Калориметрический блок *3*, окруженный высокоэффективным теплоизолирующим материалом 18, помещен в корпус 11, снабженный крышкой ***14,*** тремя опорами ***12*** и двумя ручками *13* для транспортирования. В верхней части крышки ***14*** корпуса ***11*** смонтирована панель ***15,*** загрузочные отверстия в которой закрывают крышками *16*, также снабженными теплоизолирующими пробками ***17.***

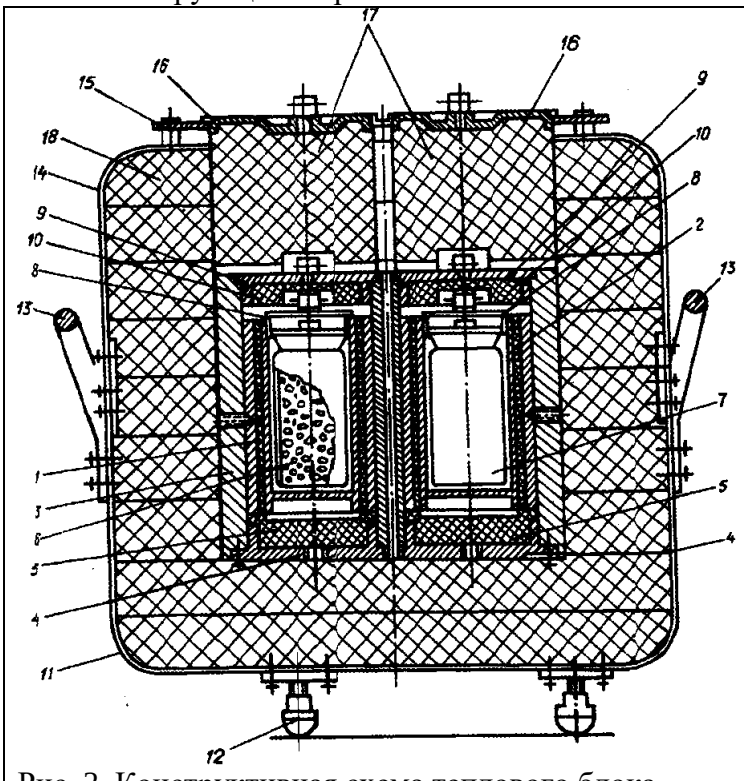


Рис. 3. Конструктивная схема теплового блока микрокалориметра

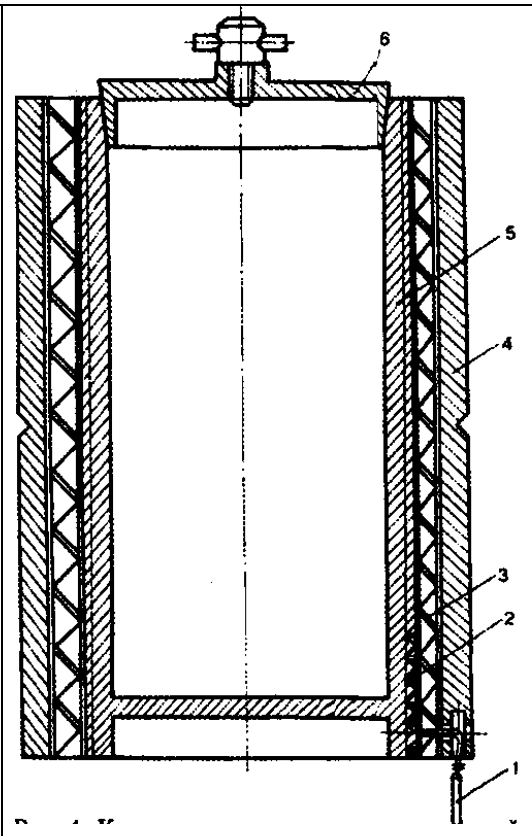


Рис. 4. Конструктивная схема измерительной ячейки:
1 - жгут коммуникационных проводов; *2* - электронагреватель; *3* - теплометрическая оболочка; *4* - цилиндр; *5* - стакан; *6* -крышка

184

Каждая из двух измерительных ячеек (рис. 4) представляет собой полую цилиндрическую конструкцию, состоящую из расположенных аксиально тонкостенного стакана ***5*** и цилиндра ***4***, также изготовленных из дуралюмина. В канавках резьбы по наружной поверхности цилиндра заподлицо с ней смонтирован электронагреватель 2, используемый при градуировке микрокалориметра в качестве источника нормированной мощности тепловыделения. Нагреватели ***2*** обеих ячеек скоммутированы по четырехпроводной схеме и имеют два токовых провода для подачи питания от источника постоянного тока и два потенциальных - для измерения подводимой мощности.

В зазор между стаканом *5* и цилиндром ***4*** вмонтирована цилиндрическая теплометрическая оболочка *3*, толщина которой равна ширине зазора. Теплометрическая оболочка состоит из батареи гальванических термоэлементов, соединенных последовательно по электрическому сигналу и параллельно по тепловому потоку. Батареи термоэлементов обеих ячеек, электрически включены навстречу друг другу и представляют собой первичный измерительный ІГГП микрокалориметра, сигнал которого пропорционален мощности тепловыделения образца, находящегося в рабочей ячейке 1 (см. рис. 3).

Для проведения исследований микрокалориметр укомплектован специальными контейнерами, внутрь которых помещают исследуемые образцы. Контейнеры изготовлены двух типов. Первый - представляет собой тонкостенный цилиндрический сосуд емкостью 330 $см^3$ из алюминиевого сплава, горловина сосуда завальцована во фланец и закрывается крышкой; на внешней стороне крышки имеется направляющая под приспособление для переноски, загрузки и извлечения контейнера из измерительной ячейки микрокалориметра; масса контейнера не превышает 0,2 кг. Контейнер второго типа для исследования тепловыделений высокорадиоактивных образцов ТСМ дополнительно снабжен поглощающей свинцовой оболочкой. При массе контейнера до 3,2 кг его полезная емкость составляет 85 $см^3$.

Для контроля температуры микрокалориметра использован платиновый термометр сопротивления (ТС), установленный в осевом сверлении калориметрического блока 3 (см. рис. 3). ТС подключен к измерительному прибору по четырехпроводной схеме.

185

Для измерения сигналов ПТП и ТС в калориметрической установке использован универсальный цифровой вольтметр Ф4834.

Специализированный электронный блок предназначен для коммутации измеряемых сигналов первичных преобразователей микрокалориметра (ПТП и ТС) и преобразования параллельного двоично-десятичного выходного кода цифрового вольтметра в последовательные сигналы интерфейса RS-232C с целью передачи их на ПЭВМ. Он содержит коммутатор измеряемых сигналов; источник тока, необходимый для измерения температуры термометр сопротивления; кварцевый генератор синхронизации частоты передачи информации; преобразователь кода и источник питания. Электронный блок выполнен с использованием интегральных микросхем К555 и К561 и герконовых реле РЭС 44 для коммутации измерительных сигналов.

Коммутатор содержит **4** канала (0 - сигнал ПТП; 1 - напряжение на ТС; 2 - напряжение на образцовом резисторе; *3* - служебный, используемый при контроле нуля вольтметра), последовательно подключаемые к вольтметру. Передаваемая по интерфейсу RS-232C информация содержит восемь символов, передаваемых в следующей последовательности: 1 - номер канала "0", "1", "2", или "3"; *2* – знак "+" или "-"; 3, ... , 7-цифровая информация с вольтметра; ***8*** - пробел. Скорость передачи информации - 2400 бит/с; число информационных бит - 8; стоп-бит - 2; контроль четности отсутствует; коды соответствуют ASCII. Электронный блок выполнен в конструктиве агрегатного комплекса средств электронно-измерительной техники АСЭТ (рис. 5).

Описанный микрокалориметр перед передачей в МНТЦ "Укрытие" метрологически аттестован в установленном порядке [8]. При этом метрологические характеристики

микрокалориметра исследованы методом сравнения с мерой. Этот метод заключается в том, что результат измерений мощности тепловыделения посредством микрокалориметра сравнивают со значением этой же мощности тепловыделения, полученным по показаниям образцовых средств измерения, в качестве которых использованы универсальные цифровые приборы Щ68002 и Щ68503, погрешности которых регламентированы в их паспортах.

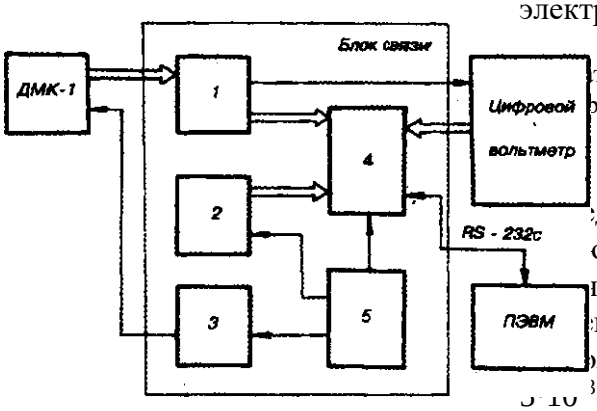


Рис. 5. Функциональная схема электронного блока:

1 - коммутатор измеряемых сигналов; *2* - тор синхронизации; *3* - источник тока; *4* - разователь кода; *5* - источник питания

Метрологические характеристики довались путем многократных одений в нескольких точках его диапазона измеряемых ний мощности тепловыделения, это олило установить, что в диапазоне $5 \cdot 10^{-3}$-2 Вт предел основной относительной погрешности измерения не превышает 2 %; в диапазоне 10^{-5}-$5 \cdot 10^{-3}$ погрешность достигает 12,8 % и стремительно возрастает при приближении к левому пределу заданного диапазона.

Причина этого заключена в недостаточной чувствительности вольтметра Ф4834. Замена его на вольтметр Щ300 позволила обеспечить предельно допускаемую относительную погрешность измерения мощности тепловыделения в диапазонах 10^{-3}-2 Вт - 1,5 %, а 10^{-5}-10^{-3} Вт - не хуже 5,5 % при одноцикличной методике измерений и 2 % при полицикличной методике.

Таким образом, в Украине создан новый микрокалориметр, позволяющий исследовать большой объем вещества, который по достигнутой чувствительности к измеряемому параметру является уникальным нестандартизованным средством измерения.

1. *Описание* объекта "Укрытие" и требования к его преобразованию // Минчернобыль Украины: Исходные данные для выполнения конкурсной работы на проект и технические решения по преобразованию объекта "Укрытие" Чернобыльской АЭС в экологически безопасную систему. - Киев: Наук. думка, 1992. - 50 с.

2. *Терещенко О. А.* Основы теплометрии. - Киев: Наук, думка, 1971. - 192 с.

3. *Грищенко Т. Г., Декуша Л. В.* Первичные преобразователи теплового потока // Мера-90: Докл. междунар. конф. с выставкой. - М., 1990. - Ч. III. - С. 335-346.

4. *Геращенко О. А., Грищенко Г. Г., Декуша Л. В.* Методика конструирования оптимальных преобразователей теплового потока // Проблемы энергосбережения. 1990. - Вып. 3. - С. 36-42.

5. *Приборы* для теплофизических измерений: Каталог / Ин-т проблем энергосбережения; Сост. О. А. Геращенко, Т. Г. Грищенко - Час, 1991. - 56 с.

6. *Кальве Э., Прат А.* Микрокалориметрия. - М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1963. - 478 с.

7. *Хемингер В., Хене Г.* Калориметрия, теория и практика (Пер. с англ.), - М.: Химия, 1989. - 176 с.

8. ГОСТ 8.325-89 ГСИ. Метрологическая аттестация средств измерений. - М.: Изд-во стандартов, 1990. - 13 с.

Институт проблем энергосбережения НАН Украины, Киев
Поступила 10.12.96

УДК 536.2

О. А. Геращенко, Л. В. Декуша, Т. Г. Грищенко, А. А. Лукашевич, В. В. Василевская

КОМПЛЕКС ТЕПЛОТЕРМОМЕТРИЧЕСКОЙ АППАРАТУРЫ ДЛЯ ДИАГНОСТИКИ РАЗРУШЕННОГО ЭНЕРГОБЛОКА ЧАЭС

Описаны конструкции теплотермометрической аппаратуры, применявшейся на ЧАЭС для тепловой и температурной диагностики состояния разрушенного энергоблока. Приведены данные расчета термочувствительного элемента переносного теплометрического прибора.

Теплометрическая аппаратура для диагностики нормального состояния ядерных устройств традиционно использовалась в ИАЭ им. И. В. Курчатова, НИКИЭТ, ИЯИ НАН Украины и в других организациях начиная с 1961 г. Естественно, после того как «улеглись» первые впечатления от аварии 4-го энергоблока ЧАЭС, возникла необходимость в измерителях теплового потока для диагностики энергетического состояния громадной зоны объемом 10^5 м^3, а затем для выявления и исследования мест скопления ядерного топлива.

© О. А Геращенко, Л. В. Декуша, Т. Г. Грищенко, А. А Лукашевич, В. В. Василевская, 1998

Среди различных методов, испытанных на объекте "Укрытие" для обнаружения скоплений топливосодержащих масс (ТСМ), наиболее эффективным оказался тегокметрический метод. Он состоит в использовании первичных измерительных преобразователей теплового потока (ПТП) для определения аномальных тепловых источников, по характеру пространственного распределения которых оперативно оценивают места скопления ТСМ и уточняют количество ядерного топлива, оставшегося в объекте.

Практическое применение ПТП в аварийной зоне ЧАЭС началось в июне 1986 г. ПТП наклеивали в нескольких местах стен барботера, и получали первую объективную информацию о тепловой стороне протекавших процессов. Сколь актуальна была эта информация, можно судить на примере развития ошибочной гипотезы, родившейся в первые недели после аварии и сводившейся к тому, что в центральной части разрушенного энергоблока возник плазменный сгусток с температурой 15 000 К, который мог проплавить несколько одно- и двухметровых перекрытий и провалиться в грунт под основание реактора. Главная опасность усматривалась в том, что дальнейшее его непредсказуемое движение при непредсказуемой мощности будет невозможно остановить. Для ограничения этой угрозы под энергоблоком была сооружена водоохлаждаемая железобетонная плита, и только после завершения строительства вспомнили о том, что при температуре 15 000 К плотность плазмы на порядок ниже плотности воздуха, и сгусток плазмы, если бы он существовал, мог бы всплывать, а не погружаться.

Измерения теплового потока позволили установить истинные максимальные значение его величин и температуры, которые оказались на два порядка ниже предполагаемых. Таким образом, созданный буйной фантазией теоретиков сгусток плазмы был остановлен не колоссальной водоохлаждаемой железобетонной плитой, а несколькими ПТП.

Такие ПТП являются преобразователями термоэлектрического типа, выполненными в виде вспомогательной стенки, состоящей из батареи дифференциальных гальванических термоэлементов, которые включены параллельно по измеряемому тепловому потоку и последовательно по генерируемому электрическому сигналу [1, 2]. Они представляют собой диски диаметром 120 мм и толщиной 6 мм. При ожидаемых значениях плотностей тепловых потоков от 10^2 до 10^4 Вт/м^2 и наличии больших тепловых помех желательно было бы получить сигнал ПТП в несколько единиц вольт, т. е. чувствительность должна составлять от 1 до 10 мВ м^2/Вт, что и было достигнуто. Сигналы ПТП поступали на регистрирующую аппаратуру по кабельной связи.

Практика измерений тепловых потоков в зоне аварии в течение 1986 г. показала, что теплометрические средства удобны для получения диагностической информации, и позволила уточнить требования к выходным параметрам ПТП. Для мониторинга понадобилось более 300 ПТП с разными техническими характеристиками. Их непрерывно изготавливали и устанавливали на объектах.

В условиях пораженной зоны развала 4-го энергоблока ЧАЭС объемом более 10^5 м^3 оказалось затруднительно непосредственно использовать имеющуюся теплометрическую аппаратуру из-за большой радиационной опасности, так как доза ионизирующего излучения превышала несколько тысяч рентген в час.

Для первичной диагностики состояния разрушенного энергоблока в ИАЭ им. И. В. Курчатова были разработаны специальные буи, снабженные различной аппаратурой, предназначавшейся для получения информации о двадцати параметрах. Такой буй к объекту доставляли вертолетом.

Многие чувствительные элементы буев при транспортировании, а также в тяжелых температурных и радиационных условиях разрушенного энергоблока выходили из строя еще до присоединения кабельных разъемов. Преобразователи теплового потока и температуры, как правило, работали безотказно. Сбои в работе происходили вследствие нарушения измерительных цепей при установке (редко) и эксплуатации в суете и несогласованном пересечении напряженных интересов многих различных работавших в опасной зоне организаций.

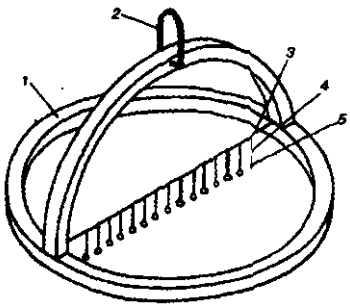
На каждом буе было установлено по два теплометрических преобразователя, разработанных и изготовленных в отделе теплометрии ИТТФ НАН Украины (с 01.07.1988 г. называется отделом теплометрии и теплосбережения ИПЭ НАН Украины), подвешенных та специальном механизме, вводившем их в контакт с поверхностью развала после ослабления файла, на котором был подвешен буй к вертолету. Без этого механизма преобразователи был бы сорваны.

Для контроля поверхности развала в ИПЭ НАН Украины был создан специальный термометрический буй-термозонд [2]. В качестве термометрического явления выбрана зависимость температуры плавления сплавов от их качественного и количественного состава. Термозонд (рис. 1) состоял из алюминиевого каркаса, на котором закреплены серьга под вертолетный фал и крепежный трос с подвешенными на поводках восемнадцатью плавкими кольцами. Выполнены кольца из разного состава сплавов, обеспечивших индикацию температуры в диапазоне значений 30-330 °С с шагом от 6 до 24 К. Температура в зоне зондирования была равна значению, находящемуся в интервале между значениями температур плавления последнего расплавленного и первого сохранившегося колец, определяемых при осмотре после извлечения термозонда из контролируемой зоны. К сожалению, после установки в кратере реактора в пятиминутной экспозиции устройство при подъеме зацепилось за торчащую трубу в развале и разрушилось. Этот неудачный опыт был учтен при разработке комплексного буя в ИАЭ им. И. В. Курчатова.

Рис. 1. Термозонд с плавкими кольцами:

1 - алюминиевый каркас; *2* - серьга под вертолетный фал; *3* - крепежный трос; *4* - поводки; *5* - плавкие кольца.

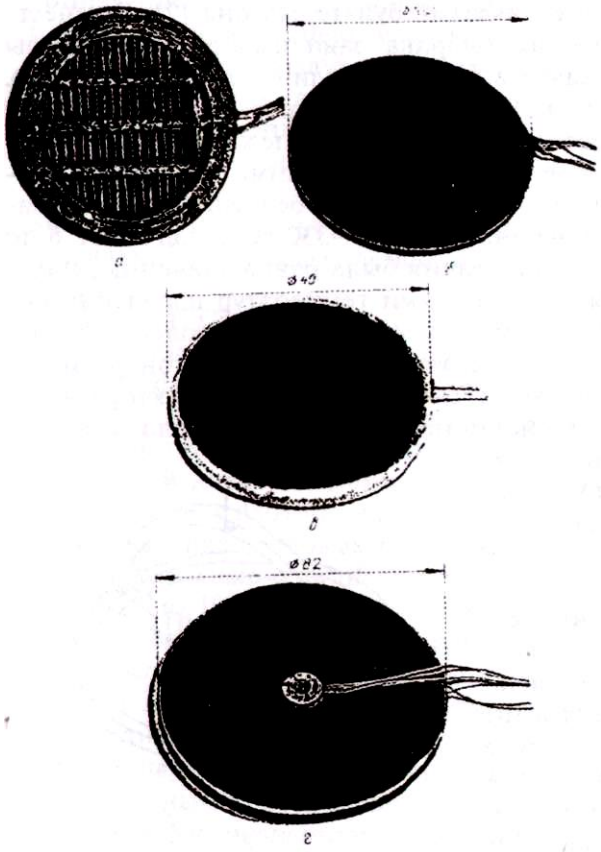
Большинство преобразователей, применявшихся на объекте "Укрытие", были двухпараметрическими и позволяли измерять не только плотность теплового потока через поверхность объекта, на котором их устанавливали, но и температуру в месте установки. Для этого в ПТП дополнительно был вмонтирован первичный преобразователь температуры - медный термометр сопротивления (ТС), изготовленный по технологии



теплочувствительного элемента ПТП. Выполнен ТС в виде аналогичной плоской спирали, полученной путем навивки медной проволоки на тонкую полосу из электроизоляционного пленочного материала, высота которой равна высоте каркасной полосы батареи термоэлементов ПТП. Это обстоятельство упрощает монтаж обоих преобразователей в одном корпусе. Корпус может быть в виде стеклотекстолитового плоского диска, один из торцев которого имеет пазы одинаковой глубины для укладки в них батареи термоэлементов ПТП и спирали ТС, либо в виде металлического диска, выполненного из оксидированного алюминия с концентрической

кольцевой проточкой, в которую вклеивают теплочувствительный элемент ПТП и ТС; либо в виде тонкого кольца из оксидированного алюминия, внутри которого электроизоляционным компаундом вклеен ПТП с ТС. И наконец, ПТП может быть изготовлен бескорпусным, т. е. в виде монолитного диска, образованного заливочным компаундом, внутри которого заформованы батарея термоэлементов и ТС. Различные типы изготовленных ПТП показаны на рис. 2.

В связи с тем что размещение преобразователей, доставленных на развал четвертого энергоблока с помощью вертолетов, имело исключительно случайный характер, возникла необходимость в переносном приборе, позволяющем измерять одновременно тепловые потоки и температуры в зонах с относительно безопасными для оператора радиационными условиями. Такой прибор предназначался для систематического оперативного контроля теплового состояния завалов и в сохранившихся помещения объекта "Укрытие".



Рис, 2. Различные типы преобразователей теплового потока.

а - ПТП в корпусе в виде стеклопластикового диска с пазами; *б* - бескорпусное исполнение ПТП; *в* - ПТП в корпусе в виде металлического кольца; *г* - ПТП в корпусе в виде металлического профилированного диска.

Первый образец прибора представлял собой аналог известных приборов серии ИТП [2] для измерения теплопотерь через ограждающие конструкции строительных сооружений и изоляцию технологических устройств и аппаратов. Все его показатели: размеры и чувствительность ПТП, чувствительность автономного регистрирующего прибора, длина носителя ПТП были доведены до реальных экстремальных значений. Однако образец выполнил скорее демонстрационную роль, а для практических измерений

был разработан переносной прибор модели ПТПТ [2, 4], содержащий первичный теплотермометрический преобразователь, универсальный цифровой вольтметр В7-35 с автономным питанием и телескопический жезл со встроенными в его рукоятку переключателем рода работ и потенциометром.

Теплотермометрический преобразователь, конструктивная схема которого приведена на рис. 3, состоит из батареи термоэлементов ПТП и спирали ТС, смонтированных в одном корпусе - металлическом диске диаметром 80 и толщиной 3 мм (см. рис. 2, **г).**

Термоэлементы ПТП выполнены из константановой: проволоки, дискретно покрытой гальваническим способом парным термоэлектродным материалом - медью. При высоте термоэлемента, равной 1,5 мм, и диаметре ПТП, равном 70 мм, коэффициент преобразования составил 2,5 Вт/(м^2·мВ). С целью упрощения обработки показаний вольтметра для получения значения измеряемой плотности теплового потока в условиях жесткого лимита времени применен встроенный в рукоятку жезла потенциометр, позволивший путем некоторого уменьшения чувствительности ПТП вывести коэффициент преобразования на значение 10 Вт/(м^2·мВ). Благодаря этому, искомая плотность теплового потока равна умноженному на 10 показанию вольтметра в режиме измерения теплового потока (переключатель рода работ в позиции "Q")

С аналогичной целью чувствительность ТС была обеспечена равной ***1*** Ом/К, при которой измеряемая температура в кельвинах равна показанию универсального вольтметра в режиме измерения сопротивления (переключатель рода работ в позиции "R"). Это достигнуто последовательным подключением к медной проволоке с термозависимым

сопротивлением $R_м$ дополнительного участка спирали из константановой проволоки с термонезависимым сопротивлением $R_к$, которая навита на каркасную полосу так же, как и медная. Численные значения обоих сопротивлений определены из системы следующих уравнений:

$$R_м^0 + R_к = 273{,}15 \cdot C_{ТС},$$

$$R_м^{100} + R_к = 373{,}15 \cdot C_{ТС},$$

$$R_м^{100} / R_м^0 = 1{,}427,$$

где $R_м^0$ и $R_м^{100}$ - сопротивления участка ТС из медной проволоки соответственно при температуре 0 и 100 °С; $R_к$ - сопротивление участка ТС из константановой проволоки; $1{,}427=R_м^{100}/R_м^0$ - паспортное значение для медной проволоки; $C_{ТС}=1$ Ом/К - заданная чувствительность ТС. Решение этой задачи дало следующие значения:

$R_к$=38,96 Ом, $R_м^0$= 234,2 Ом, $R_м^{100}$= 334,2 Ом.

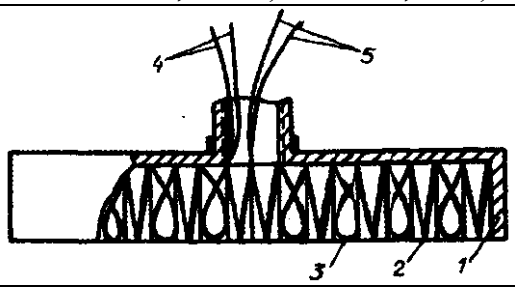


Рис. 3. Конструктивная схема теплотермометрического преобразователя:
1 - корпус; *2* - ПТП; *3* - ТС; *4, 5* - выводы электрического соединения ТС и ПТП с вольтметром В7-35.

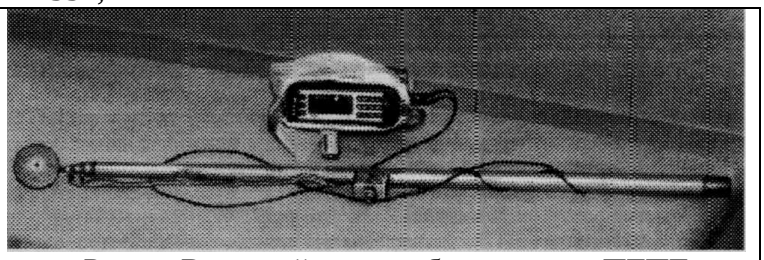


Рис. 4. Внешний вид прибора модели ПТПТ

Для дистанционного измерения преобразователь крепится шарниром на конце телескопического жезла, в качестве которого использовано стеклопластиковое телескопическое трехсекционное удилище длиной до 4 м. Это позволило оператору находиться на относительно безопасном расстоянии от исследуемого объекта в условиях сильного ионизирующего излучения. Постоянные времени преобразователей теплового потока и температуры на уровне соответственно 25 и 40 с позволили уменьшить время пребывания оператора в каждой точке замеров до 1,5-2 мин. Было изготовлено и передано Комплексной экспедиции "Укрытие" четыре таких прибора, каждый из которых был усовершенствован.

Внешний вид прибора модели ПТПТ приведен на рис. 4, а, один из вариантов прибора модели ПТПТ в момент эксплуатации представлен на рис. 5. С их помощью получено громадное количество экспериментальной информации о тепловых проявлениях многих участков разрушения энергоблока.

Рис. 5. Момент эксплуатации переносного прибора модели ПТПТ

Для измерения плотности тепловых потоков, приходящих через засыпку, завал и сохранившиеся конструкции аварийного энергоблока был разработан скважинный термотеплометрический зонд (ТТМЗ), содержащий один стандартный термометр сопротивления: и два ПТП, изготовленные в отделе теплометрии ИПЭ НАН Украины Два ПТП расположены в одном поперечном сечении, но на диаметрально противоположных сторонах зонда. Перед загрузкой в скважину пружина зонда сжимается с помощью натягиваемого у торца стального тросика, уменьшая расстояние между двумя ПТП на 2-3 см, и зонд свободно входит в скважину. В зоне измерения тросик ослабляют, и прижимное устройство прижимает оба ПТП к диаметрально противоположным местам скважины. Зонд может быть повернут вокруг своей оси и перемещен по длине скважины.

Описанная теплотермометрическая аппаратура за время ее эксплуатации позволила составить общую полную тепловую и температурную картину аварийной зоны.

В создании и эксплуатации этого комплекса аппаратуры для первичной и текущей диагностики состояния аварийного реактора участвовали сотрудники отдела теплометрии, ОП и ОКТБ ТП ИТТФ НАН Украины, а также сотрудники комплексной экспедиции "Укрытие".

1. *Геращенко О. А***.** Основы теплометрии. - Киев. Наук, думка, 1971. - **192** с.

2. *Приборы* для теплофизических измерений // Каталог Ин-та проблем энергосбережения НАН Украины. - Киев: Час, 1991. - 56 с.

3. *Геращенко О. А., Аракелян М. А.* Автономное малогабаритное устройство для экспресс-диагностики теплового состояния объекта // Мера 90: Докл. междунар. конф. с выставкой. – М., 1990. - Ч. 2. - С. 233-238.

4. *Геращенко О. А., Гурьянов Л. В. Лукашевич Л. А.* Нестандартизовандая статическая характеристика термопреобразовагеля сопротивления. // Проблемы энергосбережения. - 1991. - № 6. - С. 12-14.

Институт проблем энергосбережения НАН Украины, Киев

Поступила 10.12.96

V. I. KHOLOSHA

MODERN STATE OF THE ACTIVITIES F THE LIQUIDATION OF THE ACCIDENT AFTER-EFFECTS IN AT THE EXCLUSION ZONE AND IMMEDIATE ACTIONS ON THE MANAGEMENT IMPROVEMENT AND BUDGET OPTIMIZATION FOB THESE WORKS IN THE CONTAMINATED TERRITORIES

Short characteristics of the liquidation of the ChNPP accident after-effects and their financial support as well have been analyzed. The main subjects of the scientific researches and basic scientific centres are described. The high priority proposals and recommendations for the optimization of the management and financial support at the Exclusion zone are proposed.

Г. М. БОНДАРЕНКО, Л. В. КОНОНЕНКО

КІНЕТИЧНІ КОНСТАНТИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ФОРМ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs В ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Подана кінетична модель трансформації фізико-хімічних форм радіонуклідів в ґрунтах, яка враховує процеси мобілізації радіонуклідів, вміщених у твердофазні випадіння, та їх наступної фіксації в ґрунтах. На основі експериментальних даних розраховані константи швидкості мобілізації та іммобілізації ^{90}Sr і ^{137}Cs в дерново-підзолистих ґрунтах Зони відчуження ЧАЕС; середнє значення константи швидкості мобілізації радіонуклідів - 0,195±0,1 рік$^{-1}$, константи швидкості іммобілізації ^{90}Sr - 0,02 рік$^{-1}$, ^{137}Cs - 1,7±1,0 рік$^{-1}$.

G. N. BONDARENKO, L. V. KONONENKO

KINETIC CONSTANTS OF TRANSFORMATION OF STRONT1UM-90 AND CAESIUM-137 FORMS IN SODDY-PODSOLIC SOILS OF THE EXCLUSION ZONE

The kinetic model of transformation of ^{90}Sr and ^{137}Cs forms in soils, including the processes of mobilization of radionuclides, that are the part of solid-phase fallouts, and their subsequent fixation in soils, is proposed. On the basis of experimental data the constants of the rates of mobilization and immobilization of ^{90}Sr and ^{137}Cs in soddy-podzolic soils in the exclusion zone of Chernobyl NPP are calculated. Mean value of the constant of radionuclides mobilization rate ia 0.195±0.**1** year^{-1}, that of immobilization rate ^{90}Sr - 0.02 year^{-1}, ^{137}Cs - 1.7±1.**0** year^{-1}.

В. О. КАШПАРОВ, Ю. О. ІВАНОВ, С. І. ЗВАРИЧ, В. П. ПРОЦАК, Ю. В. ХОМУТІНІН

КІНЕТИКА РОЗЧИНЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКИХ ПАЛИВНИХ ЧАСТИНОК І ВИЛУГОВУВАННЯ ІЗ НИХ РАДІОНУКЛІДІВ В ҐРУНТАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

На основі експериментальних даних про форми знаходження ^{90}Sr в різних природних ґрунтово-кліматичних умовах на паливних слідах чорнобильського викиду розрахована доля паливних частинок, що розчинилися до 1995 р. Показано, що в реальних умовах на швидкість розчинення частинок в більшій мірі впливають фізико-хімічні характеристики самих частинок, ніж властивості оточуючого середовища. Отримані математичні залежності швидкості розчинення паливних частинок для західного та других напрямів викиду від кислотності ґрунту. Зроблено прогноз динаміки вилуговування радіоактивних речовин із матриці чорнобильських паливних частинок для різних типів ґрунтів Зони відчуження при їх кислотності (pH) від 4 до 6.

V. A KASHPAROV, YU. A. IVANOV, S. I. ZVARICH, V. P. PROTSAK, YU. V. KHOMUTININ

KINETICS OF CHERNOBYL HOT FUEL PARTICLES DISSOLUTION AND LEACHING OF RADIONUCLIDES FROM THEM IN SOILS OF THE EXCLUSION ZONE

On the basis of experimental data on ^{90}Sr forms in various natural soil and climate conditions on the fuel tracks of Chernobyl release, the portion of fuel particles which had been dissolved by 1995 was calculated. It is shown that under real conditions the velocity of particles dissolution is affected by the physico-chemical characteristics of the particles rather than by the characteristics of the environment. Mathematical dependences of the velocity of fuel particles dissolution for western and other directions of the release on the acidity of soil were obtained. Prediction of radioactive substances leaching from the matrix of Chernobyl fuel particles for various types of soil in the exclusion zone at soil acidity (pH) from 4 to б was done.

В. О. КАШПАРОВ, Ю. О. ІВАНОВ, В. П. ПРОЦАК, Ю. В. ХОМУТІНІН, В. І. ЙОЩЕНКО, Е. М. ПАЗУХІН

ОЦІНКА УМОВ ВИСОКОТЕМПЕРАТУРНОГО ВІДПАЛЮВАННЯ ПАЛИВНИХ ЧАСТИНОК, ВИКИНУТИХ ІЗ ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО РЕАКТОРА ПІД ЧАС ВИБУХУ

Приведені експериментальні дані про динаміку відносного виходу ^{137}Cs з паливних чорнобильських частинок, оцінено радіус еквівалентної сфери (зерна, кристаліту UO_2) L=2,4±0,7 мкм чорнобильського ядерного палива, який дуже добре узгоджується з медіанними радіусами частинок паливної компоненти випадінь чорнобильського викиду 1,5 - 3,5 мкм і зерен, на які розпадається чорнобильське ядерне паливо при оксидуванні на повітрі - 3 мкм. Для ізотермічних та неізометричних (вибухових) умов для лінійного та експоненціального росту температури отримані близькі значення медіанних максимальних температур відпалювання частинок під час аварії (T=2400 К, T=2630 і T=2640 К, відповідно) та медіанний час відпалювання (*t*=3.5 с, *t*=17 с і *t*=27 с, відповідно). На основі даних про глибину вигорання паливних частинок, викинутих з реактора під час вибуху, здійснено пошук області активної зони, з якої відбувся їх викид.

V. A KASHPAROV, YU. A. IVANOV, V. P. PROTSAK, YU. V. KHOMUTININ, V. I. YOSHCHENKO, E. M. PAZUKHIN

AN ASSESSMENT OF HIGH-TEMPERATURE ANNEALING OF FUEL PARTICLES RELEASED FROM CHERNOBYL REACTOR DURING THE EXPLOSION

The radius of the equivalent sphere (grain, UO_2 crystallite) was estimated using the data on relative release of ^{137}Cs from the fuel particles. The value of radius (L=2.4-0.7 μm) is in good accordance with the median radius of particles presenting the Chernobyl release fuel component (1.5-3.5 μm) and with the radius of the grains formed by the destruction of Chernobyl nuclear fuel during its oxidation in the air (3 μm). The approximate values of the median maximal temperature of particles annealing during the accident for the isothermal and nonisothermal (explosion; linear and exponential temperature increasing) conditions were obtained to be T=2400 K, T=2630 K and T=2640 K, respectively. The median times of particles annealing calculated for the same conditions were obtained to be t=3.5 s, t=17 and t=27 s, respectively. An attempt to find out the region in the reactor where fuel particles were released from was made using the data on the burn-up depth of fuel particles.

195

В. В. ДЕМЧУК, В. В. ЛУТКОВСЬКИЙ, М. І. ПРОСКУРА

ОСОБЛИВОСТІ МЕХАНІЗМІВ РАДІОАКТИВНИХ ЗАБРУДНЕНЬ В ҐРУНТАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Розглянуто статистичні параметри дисперсного складу частинок чорнобильського походження в ґрунтових профілях Зони відчуження. Проаналізовано динаміку перерозподілу загального запасу активності в ґрунтових зразках південного сліду між паливною та розподільною формами. Показано, що вони постійні з глибиною ґрунту і це може пояснюватися за допомогою запропонованої гіпотези про механізм міграції гарячих частинок як механічне переміщення верхніх ґрунтових шарів в силу біотичних чинників. Приведені розраховані швидкості міграції гарячих частинок в характерних для Зони типах ґрунтів - піщаних та торф'яно-гумусних.

V. V. DEMCHUK, V. V. LUTKOVSKY, N. I. PROSKURA

PECULIARITIES OF MECHANISMS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION IN THE SOILS OF CHERNOBYL NPP EXCLUSION ZONE

Statistical parameters of the dispersed composition of hot particles of Chernobyl origin in soil profiles of the exclusion zone have been considered. Dynamics of redistribution of the total reserve of activity in the soil samples from the northern trace between the fuel and distributed forms has been analyzed. It is shown that their permanency in the soil depth can be interpreted in terms of the proposed hypothesis on the migration mechanism of hot particles as mechanical mixing of the upper soil layers by force of biotic factors. Calculated rates of migration of hot particles in the sandy and peaty-humus soils characteristic of the zone.

С.П. ПІЧУРІН, М.Ф. МОЙСЕЄНКО, І.П. САФРО, І.П. БОРИСЕНКО, Л.І. БОНДАРЕНКО, В.О. КОЖАНОВ, М.Л. ГНІДАК

ВИВЕДЕННЯ ДОВГОЖИВУЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ ІЗ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НЕОРГАНІЧНИМИ СОПОЛІМЕРАМИ НА ОСНОВІ ОКСИДІВ СУРМИ

Досліджена сорбція довгоживучих неорганічних сополімерів на основі оксидів сурми із природних та дезактиваційних розчинів зони Чорнобильської АЕС. Показано, що катіоніти на основі сурьмянофосфорнокремнієвих сополімерів у статичних та динамічних умовах ефективно дезактивують кислі, нейтральні та слаболужні багатокомпонентні суміші, які містять у собі механічні га органічні складові. Ці речовини характеризуються особливо міцним зв'язуванням поглинених речовин, що включає процеси їх ресорбції і дозволяє здійснювати довготривале економічне зберігання сконцентрованих радіонуклідів у твердотільній матриці сорбенту.

196

S.G. PICHURIN, N.F. MOISEENKO, G.P. SAPHRO, I.P. BORISENKO, L.I. BONDARENKO, V.A. KOZHANOV, N.L. GNIDAK

LONG-LIVING RADIONUCLIDE RECOVERY FROM AQEOUS SOLUTIONS BY INORGANIC COPOLYMERS ON THE BASE OF ANTIMONY OXIDES

Long-living radionuclide sorption by inorganic copolymers on the base of antimony oxides fromnatural waters and deactivation solutions of Chernobyl power plant zone? Was investigated. It was shown that cationites on the base **of** antimony phosphate siliceous copolymer highly deactivate acidic, neutral and weakly alkaine multicomponent mixtures containing mechanical and organic components under static and dynamic conditions. Very strong binding of adsorbed substances by these materials excludes the processes of their readsorption. It allows to realize long term and efficient storage of radionuclides concentrated in sorbent solid matrix.

С. П. ДЖЕПО, Ю, І. КУБКО, О. С. СКАЛЬСЬКИЙ, Б, Я. ОСКОЛКОВ, А. В. НОСОВСЬКИЙ

ПРОГНОЗНЕ ТА ЕПІГНОЗНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЗМІН ГІДРОДИНАМІЧНИХ УМОВ ПРОММАЙДАНЧИКА ЧАЕС

Метою досліджень було визначення впливу деяких заходів, виконаних при ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, на рівні ґрунтових вод, напрямки та швидкості їх латерального руху. Викладені результати оцінок виливу роботи дренажів, зміни рівнів води в оз. Азбучин і при плановаому осушенні водоймища-охолоджувача.

S. P. DZHEPO, YU. I. KUBKO, O. S. SKALSKII, B. YA OSKOLKOV, A V. NOSOVSKII

PREDICTION AND INVERSE MODELING OF CHANGES OF HYDRODYNAMIC CONDITIONS OF CHERNOBYL NPP SITE

The objective of this study is evaluation of the influence of some measures, implemented during mitigation of the after-effects of the Chernobyl accident, on the ground water level, directions and velocities. Results of estimation of the effect of drainage operation, changes of water levels in the. Azbuchin lake and planned drainage of the cooling-pond are presented.

V. V. DOLIN

THE MAIN PEDOCHEMICAL PARAMETERS DEFINING RADIONUCLIDES PENETRATION TO THE TROPHIC CHAINS IN THE EXCLUSION ZONE LANDSCAPES

The main parametres of the soil absorbtion complex influencing radionuclides mobilisation and fixation in soils and their penetration to trophic chains were defined by the correlation analysis method. ^{137}Cs and ^{90}Sr water-soluble and exchanged forms formation in soils and their accumulation in phytomass are defined by volumes of hydrolytical acidity, cation exchange capacity, C organic and Cl exchanged quantities. These volumes increasing will entail acceleration of radionuclides accumulation in the ground ecocoenoses plants. K and Ca exchanged forms decreasing in relation to their fixed forms quantities, as well as Mg exchanged forms quantities increasing are to lead to migration processes reduce speed.

V. V. DOLIN, A. I. SAMCHUK, G. M. BONDARENKO

RADIONUCLIDES AND TOXIC ELEMENTS PLANT CONTAMINATION OF NARODYCHI REGION TYPICAL ECOCOENOSES

Toxicants movement from soils into plants defines trophic chains contaminaton. Long before Chernobyl accident the territory of Ukrainian Woodland was subjected to contamination with toxic elements of technogenic origin. Their concentrations in soils several orders exceed radioactive elements contents. Species and groups ^{134}Cs, ^{137}Cs and toxic elements accumulation by plants in typical Narodychi ecocoenoses was studied. Plants of clay and swampy soils manifest ability to greater cesium radionuclides accumulation. Chemical structure of plants indicates soil and landscape preservation as well as resistance to technogenic actions.

M. PH. PETROV, V. S. DAVYDCHUK, M. D. KUCHMA

SUCCESSION IMPORTANCE OF THE MINERALISED ANTI-FIRE STRIPS IN AN EXCLUSION ZONE OF THE CHERNOBYL ACCIDENT

Importance of the mineralised anti-fire strips, both renewed regularly and abandoned, is shown for the processes of the changes of the non-forested areas vegetation cower and animal population, which provide stable accumulation of the radionuclides in the new-formed long-fallow geosystems by the increasing of their biodiversity.

О.О. БОНДАРЕНКО

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ДОЗ ВІД ТУЕ ДЛЯ МЕШКАНЦІВ ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Розглянуто можливі шляхи формування та кількісної оцінки доз від ТУЕ в аспекті забезпечення радіаційної безпеки подальшої діяльності на території Зони. Наведено оцінку очікуваних рівнів виводу плутонію з організму мешканців 30-кілометрової зони із сечею на підставі розрахунків за стандартною метаболічною моделлю плутонію МКРЗ. Порівнюючи розрахункові оцінки з даними фактичних вимірювань вмісту плутонію у сечі мешканців 30-кілометрової зони проводять інтерпретацію можливих джерел надходження. Наведено оцінки доз внутрішнього опромінення від ТУЕ. Дано порівняльний аналіз дозоутворення америцію і суми альфа-випромінюючих ізотопів плутонію. Отримані висновки свідчать, що головним чинником (з усіх врахованих) надходження ТУЕ в організм є інгаляція первинних опадів. Порівнювальний аналіз динаміки накопичення ^{241}Am та суми альфа-випромінюючих ізотопів плутонію у скелеті людини свідчить, що основним дозоутворюючим чинником серед ТУЕ на пізньому етапі є америцій.

O.O. BONDARENKO

PECULIARITIES OF DOSES FORMATION FROM TUE FOR THE DWELLERS OF THE EXLUSION ZONE TERRITORY

Possible ways of formation and quantitative estimation of doses from TUE in the aspect of securing radiation safety of the further activity in the Zone territory have been considered. The estimation is presented for the expected levels of Plutonium removal from the organisms of the 30-km zone dwellers with urine on the basis of calculatins

according to the standard metabolic model of plutonium MKRZ. When comparing the estimated values with the data of real measurements of plutonium content in urine of dwellers of the 30-km zone, the interpretation of possible sources of its arrival is carried out. The valuations of the doses of internal irradiation for TUE are presented. A comparative analysis of doze- formation of americium and total alpha-emitting plutonium isotopes is given. The results obtained prove that the inhalation of the primary sediments is the main factor (from all the accounted ones) of TUE arrival to the organism. A comparative analysis of the accumulation dynamics of ^{241}Am and total alpha-emitting plutonium isotopes in a human skeleton proves that americium is the basic doze-forming factor among TUE at the late stage.

Б. В. СОРОЧИНСЬКИЙ, А. Н. МІХЄЄВ, М. В. РУЧКО, А. І. ПРОХНЕВСЬКИЙ

ДЕКОНТАМІНАІЦІЯ МАЛИХ ВОДОЙМ ДЕСЯТИКІЛОМЕТРОВОЇ ЗОНИ ЧАЕС РИЗОФІЛЬТРАЦІЄЮ

Вивчена можливість використання рослинних технологій для очистки від радіонуклідів малих водойм десятикілометрової зони ЧАЕС. Показано, що в умовах водної культури багато рослин характеризується високими значеннями коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs. Ця обставина є передумовою ефективного використання технології ризофільтрації для деконтамінації забруднених водойм.

B. V. SOROCHINSKY, A. N. MIKHEEV, M. V. RUCHKO, A. T. PROKHNEVSKY

DECONTAMINATION OF SMALL WATER RESERVOIRS OF THE 10-KM ZONE OF CHERNOBYL NPP BY RHIZOFILTRATION

The possibility to use the plant technologies for purification of small water reservoirs located in 10-km Chernobyl NPP zone have been investigated. The high level of ^{90}Sr and ^{137}Cs accumulation coefficient was indicated for the many water-cultivated plants. These features support the rhizofiltration thechnologies efficiency with the aim of the polluted water basins decontamination.

С. В. ІСАЄНКОВ, Н. В. СОКОЛОВ, Б. В. СОРОЧИНСЬКИЙ

БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ В МАЛИХ ДОЗАХ. АНАЛІЗ СУЧАСНИХ ПІДХОДІВ І КОНЦЕПЦІЙ

Представлені данні про сучасні концепції і підходи, що описують механізми біологічної дії низьких рівнів радіації. Аналіз літературних джерел показує, що ще не існує єдиної загальноприйнятої теорії, яка б пояснювала дію іонізуючого опромінення в малих дозах. Екстраполяція залежностей, отриманнях при вивченні дії середніх і великих доз іонізуючого опромінення в область дії малих доз не завжди правомірно, оскільки дозові залежності дії малих доз іонізуючого опромінення досить часто мають нелінійний характер Представлені власні погляди авторів на можливі біологічні механізми дії низьких рівнів радіації.

S. ISAENKOV, N. SOKOLOV, B. SOROCHINSKY

BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION AN LOW LEVELS.
ANALYSIS OF MODERN THEORIES AND APPROACHES

The data on modern theories and approaches to biological effects of low-level irradiation have been discussed. There is no a single and generally accepted theory that would explain the effects of low-level irradiation. The dose-dependence experimental curves, which were obtained for the high and middle dose levels are hardly applicable for the explanation of low-level effects since in the last case they quite often have non-linear features. Authors' own sights on possible biological mechanisms of low-level effects are described.

І. С. ПЕРЕХРЕСТ

ВИНОС РАДІОНУКЛІДІВ СХИЛОВИМ СТОКОМ ТА ІНФІЛЬТРАЦІЙНИМ ПОТОКОМ В ЗОНІ ВПЛИВУ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Приведені результати натурних досліджень зливу радіонуклідів хвильовим стоком та інфільтраційним потоком в басейнах малих рік у Зоні Чорнобильської АЕС за даними натурних досліджень.

V. S. PEREKHREST

REMOVAL OF RADIONUCLIDES BY THE SLOPE RUN-OFF AND INFILTRATION FLOW IN THE ZONE AFFECTED BY THE ACCIDENT AT CHERNOBYL NPP

Wash-out of radionuclides by the slope run-off and infiltration flow in the basins of small rivers in the zone of Chernobyl NPP has been studied on the basis of the data of fall-scale observations made during the initial period after the accident.

М. С. ХОДОРОВСКИЙ, А. Я. АБРАМИС, В. О. СІНІЦИН, В. В. ТОКАРЕВСЬКИЙ, Є.П. СКОРОБОГАТЬКО, А.К. ЧЕБУРКІН, І.Я. СИМОНІВСЬКА, Д.О. КУЛИК, М.І. ПРОСКУРА

МАКРОКОМПОНЕНТНИЙ ТА РАДІОНУКЛІДНИЙ СКЛАД ВОД ОБ'ЄКТУ "УКРИТТЯ"

Вперше представлені дані про макро- і мікрокомпонентний склад водних розчинів об'єкту "Укриття". Запропоновано оптимальний комплекс досліджень їх хімічного складу та властивостей. Обмірковуються фактори формування розчинів. Розглядаються механізми взаємодії "блочних" вод з паливовміщуючими масами (ПВМ). Показана виключна роль водних розчинів об'єкту "Укриття" у просторовому розподілі радіонуклідів.

M.S. KHODOROVSKY, A.Ya. ABRAMIS, V.A. SINITSYN, V.V. TOKAREVSKY, E.P. SKOROBOGAT'KO, A.K. CHEBURKIN, I.Ya. SYMONIVS'KA, D.A. KULYK, M.I. PROSKURA

MACROCOMPONENT AND RADIONUCLIDE COMPOSITION OF WATERS IN THE "UKRYTIYE" (SHELTER) OBJECT

The data on major- and trace-component composition of water solutions in the "Ukrytiye" (Shelter) is given for the first time. The optimal complex *of* the study of their chemical composition and properties is suggested.

The factors of the solutions formations are discussed. The mechanisms of the interaction between the "block" waters and the fuel-containing masses (FCM) are examined. The exceptional role of the water solutions of the "Ukrytiye" (Shelter) in special spreading of radionuclides is demonstrated.

Z. D. SAVTSOVA, L. P. KUPRASH, G. M. BUTENKO, V. M. INDYK, O. V. SCHERBINA, T. V. MAKSYUK, I. F. LABUNETS, M. YU. ZARYTSKA, I. M. VOJEJKOVA, YA. I. SERKIZ

EFFECTS OF PERMANENT LOW-INTENSITY IRRADIATION MODIFIED EXPERIMENTALLY BY MEANS OF PHYSIOLOGICALLY BALANCED PHYTOCOMPLEX

Inbred mice kept throughout their life span in the 30-km Chernobyl NPP zone on a balanced diet consisting of products manufactured in the contaminated zone were used for the investigation. Permanently irradiated animals showed ever increasing deterioration in their immune homeostasis, a rise in susceptibility to experimental influenza infection and a chemical carcinogen, and a decreased life span. A possibility was investigated to correct the above mentioned adverse effects of irradiation by means of a polyextract of fruits of Mountain ash (*Sorbus aucuparia*) used in the form of domestically produced "Flamicar" preparation. A course application of the preparation (1 month per quarter) resulted in stabilization of the immune homeostasis, normalized susceptibility to influenza virus and 20-methyl-cholantrene, increased the life span up to the level of the not irradiated control. This allows us to assess the investigated preparation as a promising agent for pharmacological correction of health disorders in various groups of population suffering from the Chernobyl NPP accident.

Г. П. ПОТЕБНЯ, Г. С. ЛІСОВЕНКО

ОЦІНКА СТАНУ СЕРЦЕВО-СУДИННОЇ СИСТЕМНУ ОСІБ, ЯКІ ПОСТРАЖДАЛИ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС, ЗА ДОПОМОГОЮ ІРИДОЛОГІЧНОГО ТА ЕЛЕКТРОПУНКТУРНОГО МЕТОДІВ

Проаналізовано іридологічний симптомокомплекс у проекційній зоні серця на райдужній оболонці. Здійснено ранжирування зустрінутих іридологічних знаків за їх значущістю у скринінг-діагностиці кардіопатій. Розроблений підхід продемонстровано на прикладі результатів обстеження 240 пацієнтів, які постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС. Представлено дані електропунктурного обстеження за Р. Фоллем (1977), що дають можливість оцінити ступінь вираження функціональних і деструктивних змін серцево-судинної системи. Описано зміни електропунктурних показників, в окремих вимірювальних точках, що характерні для кардіопатій.

G. P. POTEBNYA, G. S. LISOVENKO

ESTIMATION OF CARDIOVASCULAR SYSTEM CONDITIONS BY IRIDOLOGICAL AND ELECTROPUNCTURE METHODS IN PATIENTS AFTER CHERNOBYL ACCIDENT

The iridological complex of symptoms in projective zone of heart were analized on rainbow membrane of eye. Iridological signs were arranged in terms of their significance for screen diagnosis of cardiac pathology. This approach was tried to examine 240 patients. The data of electropuncture examination according to P. Voll method (1977) were presented and used to estimate functional and destructive changes in cardiovascular system. The variations of electropuncture index were described in separate survey points which are characteristic of cardiac pathology.

Г. П. ПОТЕБНЯ, Г. С. ЛІСОВЕНКО

ІРИДОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ЦЕНТРАЛЬНОЇ НЕРВОВОЇ СИСТЕМИ У ОСІБ, ЯКІ ПОСТРАЖДАЛИ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Проаналізовано патологічні зміни на райдужній оболонці ока в проекційній зоні головного мозку у людей, які постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС і мають захворювання центральної нервової системи. Виявлено комплекс іридознаків, характерний для найчастіше виявлених патологій (хронічна цереброваскулярна недостатність, астеноневротичний синдром, цереброскліроз, вегетативно-судинна дистонія, енцефалопатія, органічні ураження). Описано патологічні іридознаки, що свідчать про більш тяжку патологію.

G. P. POTEBNYA, G. S. LISOVENKO

IRIDILOGICAL ESTIMATION OF CENTRAL NERVOUS SYSTEM CONDITIONS IN PATIENTS AFTER CHERNOBYL ACCIDENT

The pathological changes in rainbow membrane of yey in projective zone of brain were investigated in patients with central nervous system disease and affected by Chernobyl accident. The complex of iridological signs was shown. This complex was characteristic of the most common pathology. The patological iridological signs were described to give evidence of more serious pathology.

N. M KURGAUUK, L V. SHOSTAKOVSKAYA

EFFECT OF EXOGENOUS IN α-KETOGLUTARATE ON POSTRADIATTON CHANGES SUCCINATEDEHYDRODEINASE AND AMINOTRANSFERASE ACTIVITY IN THE DIGESTIVE GLANDS TISSUES AFTER THE LETHAL DOSE OF X-RAY TREATMENT

Total lethal dose of X-ray treatment results in hyperactivation of succinatedehydrogenase, most pronounced in liver. Hovewer, the activity of that enzyme in the small intestine muscous membrane is inhibited till the end of 3d day after treatment. It have been shown that in presence of glutamatic acid with malic acid or glutamic acid with pyruvic acid (as oxydative substrates) the activity of aspartate- and alanineaminotransferase and the rate of phosphorylation in the rat liver mitochondria is decreasing during 72 hours after treatment. These results mean that utilization of substrates, mentioned above, in the citric acid cycle by means of glutamate-oxaloacetate transaminase way is decreased. The intraperitoneal α-ketoglutarate injected (20 mg/100 g body weight) 1 hour after X-ray treatment (259 mKl/kg) limits succinatedehydrogenase hyperactivation during the early postradiation period and normalises the transamination enzymes activity. This injection also normalises the rate of liver mitochondria phosphorylative respiration in presence of substrates mentioned above. This results in the influence on the energetical provision of cytric acid cycle in the early period after radiation damage of the organism.

N. M. KURGALYUK, I. V. SHOSTAKOVSKAYA, N. M. DOLIBA

EFFECT OF PARENTERAL INJECTION OF SODIUM α-KETOGLUTARATE ON THE RATS RESISTANCE TO IONIZING RADIATION TREATMENT

We have investigated the effect of sodium α-ketoglutarate intraperitoneal injection (20 mg/100 g tody weight) made 0.5 hour before and 1; 2 and 3 hours after total X-ray treatment (259 mKl/kg) on the survival of rats. We have found that sodium the α-ketoglutarate injection made 0.5 hour before tie treatment results in the increasing of death rate percentage and injection made 1 and 2 hours after treatment results in the increase in survival of rats. The effect of α-ketoglutarate injection made 1 hour after treatment is more pronounced.

N. M. KURGALJUK, I. V. SHOSTAKOVSKAYA

EFFECT OF α-KETOGLUTARATE INJECTED AFTER THE LETHAL DOSE OF X-RAY TREATMENT OF RATS ON THE RESPIRATION AND OXIDATIVE PHOSPHORILATION OF THE LIVER MITOCHONDRIA

It has been found that total X-ray treatment (259 mKl/ltg) inhibits the rate of ADP-stimulated respiration of rat liver mitochondria, decreases its efficiency and makes phosphorylation less coupled to respiration. All these effects are present during the period from the first hour after treatment and till the end of first 24 hours after treatment. Intraperitoneal sodium α-ketoglutarate injection has been made 1 hour after minimal lethal dose of X-ray treatment decreases the inhibition of respiration and oxidative phosphorylation, increases the efficiency of respiration during the period from of the 1st hour till the end of the 24 hours period after treatment.

M. I. MOISEENKO, YA. I. SERKIZ, I. P. DROZD, A. I. LIPSKA, V. M. INDYK

DYNAMICS OF THE DOSE LOADS ON THE ORGANS AND TISSUES OF THE LABORATORY ANIMALS UNDER CONDITIOVS OF CONTINUOUS UPTAKING OF ^{137}Cs, $^{90}Sr+^{90}Y$ RADIONUCLIDES BY THE ORGANISM

The data on the research of ^{137}Cs, $^{90}Sr+^{90}Y$ radionuclides accumulation in the organs and tissues of the inbred Vistar rats are presented. During 30, 90 and 360 days period the animals were individually and daily given different amounts of radionuclides or their mixtures. Radiation dose loads are the ground for the further calculation of the biological effects risks.

В. Г. БЕБЕШКО, С. Г. ГАЛКІНА, А. І. МОСТЕПАН

АНАЛІЗ, ОЦІНКА ДІЯЛЬНОСТІ ТА ГОТОВНОСТІ СМСЧ/МСЧ ДО НАДАННЯ СПЕЦІАЛІЗОВАНОЇ МЕДИЧНОЇ ДОПОМОГИ ПІД ЧАС РАДІАЦІЙНИХ АВАРІЙ

Подано результати паспортизації медичних закладів, що обслуговують підприємства атомної енергетики, а також анкетування їх керівників. Проведено аналіз діяльності спеціалізованих медико-санітарних частин та оцінку їх готовності до надання спеціалізованої медичної допомоги у випадку виникнення радіаційної аварії. На базі одержаних даних запропоновано заходи, спрямовані на усунення виявлених недоліків.

V. G. BEBESHKO, S. G. GALKINA, A. I. MOSTEPAN

THE ANALYSIS, ESTIMATION OF ACTIVITY AND READINESS SMSCH/MSCH TO RENDERING SPECIALIZED MEDICAL HELP DURING RADIATION ACCIDENTS

The results of passportisation of medical establishments, servicing nuclear power plants and questioning of their chiefs are presented in the paper. The analysis of activity of specialized medical-sanitary offices and estimation of their readiness to rendering the specialized emergency medical help in case of radiation failure is carried out. On the basis of obtaired data measures, directed on elimination of revealed lacks, are offered.

М. Г. КОСТЮЧЕНКО, В. В. ДОЛІН

ІНСТРУМЕНТАЛЬНИЙ МЕТОД ВИЗНАЧЕННЯ ПИТОМОГО ВМІСТУ ^{90}Sr В ҐРУНТАХ

Розроблено та випробувано метод інструментального визначення питомого вмісту ^{90}Sr в ґрунтах з використанням радіометра "Бета". Метод може застосовуватись у польових умовах безпосередньо на ділянках пробовідбору при активності радіонукліда вищій за 37 Бк/кг. Рекомендовано до застосування в Зоні відчуження.

N. G. KOSTYUCHENKO, V. V. DOLIN

INSTRUMENT METHOD OF DEFINING SPECIFIC ^{90}Sr CONTENT IN SOILS

The method of instrument defining specific ^{90}Sr activity in soils by use of radiometer "Beta" was worked out and tested. The method is applied to the field condition directly in the district of sample selection with radionuclide activity more than 37 Bk/kg. Recommended for application in the Exclusion Zone.

Т. Г. ГРИЦЕНКО, Л. В. ДЕКУША, Г. П. ГРИНЧЕНКО, Л. Й. ВОРОБЙОВ, А. Г. МАЗУРЕНКО

МІКРОКАЛОРИМЕТР ДЛЯ ВИМІРЮВАННЯ ТЕПЛОВИДІЛЕННЯ ПАЛИВОВМІСНИХ МАС

Для вирішення задач по виявленню та дослідженню місць скупчення ядерного палива на об'єкті "Укриття" розроблено новий унікальній диференційний мікрокалориметр кондуктивного типу із застосуванням первісних вимірювальних термоелектричних перетворювачів теплового потоку. Описано метод вимірювання та обладнання мікрокалориметра, наведені результати досліджень його похибок.

T. G. GRYSHCHENKO, L. V. DEKUSHA, A. G. MAZURENKO, L. T. VOROBJOV, G. P. GRINCHENKO

MICROKALORIMETER FOR REGISTERING OF HEAT RELEASE OF FUEL CONTAINING MASSES

A new unique differential microkalorimeter of conductive type with the use of primary measuring thermoelectrical transformers of thermal current is developed to solve the tasks for discovering and all-round investigations of the nuclear fuel location at the object "Ukrytiye" (Shelter).

The method of registering and microkalorimeter device are described here. The results of investigations of its errors are shown too.

О. А ГЕРАЩЕНКО, Л. В. ДЕКУША, Т. Г. ГРИЩЕНКО, А. А. ЛУКАШЕВИЧ, В. В. ВАСИЛЕВСЬКА

КОМПЛЕКС ТЕПЛОТЕРМОМЕТРИЧНОЇ АПАРАТУРИ ДЛЯ ДІАГНОСТИКИ ЗРУЙНОВАНОГО ЕНЕРГОБЛОКУ ЧАЕС

Описані конструкції теплотермометричної апаратури, використовувані на ЧАЕС для теплової те температурної діагностики стану зруйнованого реактора. Наведено розрахунок термочутливого елемента переносного теплометричного приладу.

O. A GERASHCHENKO, L. V. DEKUSHA, T. G. GRYSHCHENKO, A. A. LUKASHEVYCH, V. V. VASYLEVSKA

COMPLEX OF THE HEAT- AND THERMO-METRICAL EQUIPMENT FOR DIAGNOSTICS OF THE DESTROYED REACTOR OF CHERNOBYL NPP

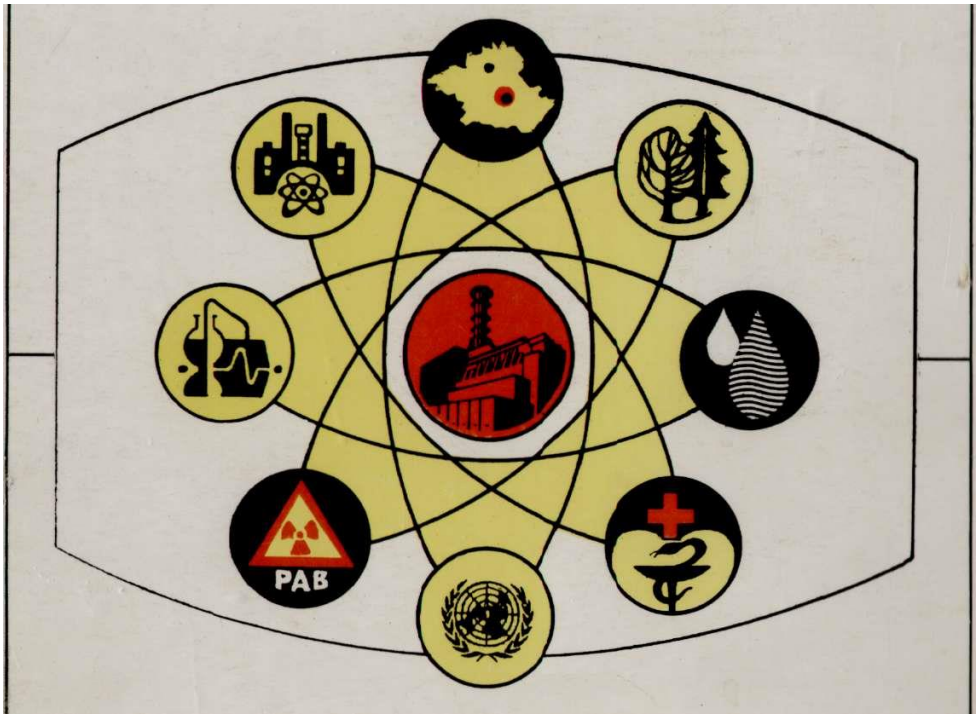
This article describes the structure of the heat-and thermo-metrical equipment, used at Chernobyl NPP for thermal and temperature diagnostics of the destroyed reactor state. Using of the heat- and thermo-metrical equipment promoted obtaining reliable information about the state of the destroyed Chernobyl NPP reactor. Estimation of the thermo -sensitive element of the portable thermal-metrical device is described.

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

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
Науково-технічний збірник
Засновано у 1994 р.
Випуск 5

Технічний редактор С. Г. Максимова
Коректори Л. І. Ващенко, С.В. Пилипенко

Підготовка оригінал-макету та тиражування здійснено Київською філією українсько-словацького спільного підприємства "Міжнародний інститут математичної фізики, астрофізики та ядерних досліджень ім. Вальтера Тірринга"

Р.с. № 16490 від 26.09.96

Підп. до друку 04.03.98. Формат 70 х 108/16. Папір оф. Офс. друк. Гарн. Тип Таймс. Ум.-друк. арк. 16,2. Обл.-вид. арк.15,1. Тираж 1000 прим. Зам. № 305