

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



**ПРОБЛЕМИ
ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

**PROBLEMS OF CHERNOBYL
EXCLUSION ZONE**

7

УДК 551.4:5513+556.388638.14.39514.15:546.96.502.55:621.039.7

Збірник містить результати наукових досліджень і дослідно-конструкторських робіт, проведених в Чорнобильській зоні відчуження. Велика увага приділяється медико-біологічним та радіоекологічним проблемам, а також питанням радіоактивних відходів.

Для науковців, які працюють у галузях екології, радіоекології, атомної енергетики, радіології, радіохімії, радіобіології. Може бути корисним для аспірантів та студентів.

This digest comprises the results of scientific research and research-design works done in the Chernobyl Exclusion zone. Considerable attention was given to medico-ecological problems and also to radioactive waste issues. For scientists, experts working in the field of ecology, atom energetics, radiology, radiochemistry, radiobiology and related fields. It may be useful for postgraduates and students.

Редакційна колегія

В.М. Шестопалов (голова редакційної колегії), Є.В. Соботович (заступник голови редакційної колегії), В.І. Холоша (відповідальний редактор), М.І. Проскура (заступник відповідального редактора), Ю.О. Іванов (заступник відповідального редактора), В.І. Мітіна (відповідальний секретар), В.Є. Тепікін, М.І. Мельник, В.П. Бухарєв, П. С. Вовк, О.К. Авдєєв, Ю. С. Архангельський, Т.Н. Бондаренко, Ю.В. Верюжський, Ю.І. Калюх, О.О. Ключников, В.А. Курепін, О.Ф. Ленюв, В.В. Лукачина, О.Є. Меленевський, С.С. Огородник, В.І. Купний, І.Ф. Вовк, О.В. Войцехович, В.А. Гайченко, В.В. Деревець, Р. Чессер, С.П. Джепо, В.В. Жилінський, О.В. Кашпаров, Б.С. Пристер, А.М. Сердюк, В.М. Стародумов, А.К. Сухоручкин, В.В. Токаревський, В.С. Давидчук, В.В. Удод, Т.П. Лось, М.М. Калетник, В.П. Тронь, В.С. Яцков, Б.А. Малицький, О.О. Бондаренко, А.Ф. Єрьомін

Адреса колегії

07270, м. Чорнобиль, вул. Радянська, 14

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

Тел. 225 30 58

8 293 5 11 52

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

© Державний департамент - Адміністрація зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, 2001

© Оригінал-макет Української Академії державного управління при Президентові України, 2001

ISBN 966-619-043-5

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

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE
НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК
ЗАСНОВАНО У 1994 Р.

ВИПУСК 7

ЗМІСТ

Холоша В.І., Іванов Ю.О., Табачный Л.Я., Архипов А.Н., Кашпаров В.О., Проскура М.І., Скворцов В.В. Стан радіоактивного забруднення території України та проблеми її реабілітації	3
Шевченко С.В. Контроль радиационных параметров РАО: проблемы нормативного и аппаратурного обеспечения	12
Бугай Д.А., Джепо С. Л., Скальский А. С., Кашпаров В.А., Левчук С.Е., Зварич С.И., Девиер Л., Ахамдаш Н. Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захоронений радиоактивных отходов "Рыжий лес"	20

Красницкая А.А., Круглова Е.Б., Малеев В.Я. Сравнительный анализ ДНК из печени и селезенки крыс разного возраста и поколений, находившихся в зоне отчуждения ЧАЭС	32
Ларанич А.В., Карпенко Н.А., Алесина М.Ю., Маришина Т.А. Направленность и интенсивность процессов перекисного окисления липидов у животных в условиях действия "чернобыльского" спектра радионуклидов	41
Криницын А.П., Симатвская И.Я., Стрихарь О.Л. К вопросу о макрокомпонентном и радионуклидном составе вод объекта "Укрытие"	46

1

Бондаренко О.О., Арясов Б. Б. Стохастично-імітаційні підходи до оцінки можливих доз від ТУЕ в зоні відчуження	49
Батій В.Г., Божко В.П., Ганенко В.Б., Головня В.Я., Кузьменко Я.А., Немашкало Б.А., Олійник С.М., Проскура М.І., Савчук О.Г., Селюкова В.В., Слабоспицький Р.П., Стоянов А.І. Сортування радіоактивних відходів чорнобильського походження	56
Кургалюк Н.М. Вплив альфа-кетоглутарату натрію на пострадіаційні зміни процесів переамінування, окислення та вміст медіаторних речовин у травних залозах білих щурів	71
Сливинская Е.А., Двойнос Г.М., Балашов Л. С. Эколого-паразитологический мониторинг популяции лошади Пржевальского	78
Деревец В.В., Борисюк М.Н., Гудков Д. И., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Радионуклиды в компонентах водных биоценозов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС	81
Петриченко А.А., Галкина С.Г. Критерии оценки планирования готовности к авариям, катастрофам и стихийным бедствиям	106
Шевченко О.Л., Козицький О.М., Наседкін І.Ю., Акімфіїв Г.О., Кіреєв С.І., Сахацький О.І., Ходоровський А.Я. Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу Лівобережної польдерної системи	112
Бондаренко О.А., Арясов П.Б., Мельничук Д.В., Медведев С.Ю. Анализ дисперсности аэрозолей внутри объекта «Укрытие»	126
Єсиркенов Є.Є., Сержант І.А., Гродзінський Д.М. Деякі проблеми і перспективи аварійної ретроспективної ЕПР-дозиметрії	141
Шатрова Н.Є., Проскура М.І., Тришин В.В. Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів аварійного походження у білих грибах в період з 1986 по 1999 рр. на території зони	150
Жебровська К.І. Експериментальні роботи щодо репрезентативності пробовідбору ґрунту	158
Херсонский Э.С., Херсонская Е.В. Гидрографические и статистические характеристики рек Чернобыльской зоны отчуждения	167
Жебровська К.І. Методологія репрезентативного пробовідбору ґрунту при радіоекологічному	178
Киреев С.И., Борисюк М.Н., Шевченко А.Л., Гудзенко В.В. Вымывание как процесс вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод на пойменных участках и в мелиоративных каналах	186
Батій В.Г., Биков В.Т., Ганенко В.Б., Кузьменко В.О., Савчук О.І., Пічурын С.Г., Проскура Н.І., Слабоспицький Р.П., Селюкова В. В., Стоянов А.І. Система сортування радіоактивних відходів при їх вилученні з пунктів тимчасової локалізації зони відчуження	199
Кургалюк Н.М., Горинь О.В., Гальків М.О., Шостаковська І.В. Корекція перекисного окислення ліпідів при іонізуючому опроміненні	211
Савчук О.Г., Ганенко В.Б., Батій В.Г., Биков В.Т., Кузьменко В.О., Проскура Н.І., Пічурін С.Г., Слабоспицький Р.П., Селюкова В.В. Сортування за активністю твердих радіоактивних відходів зони на конвеєрі та в первинних упаковках	216

2

УДК 504.054:504.06

В.І. Холоша, Ю.О. Іванов, Л.Я. Табачний, А.Н. Архипов, В.О. Кашпаров, М.І. Проскура, В.В. Скворцов

Стан радіоактивного забруднення території України та проблеми її реабілітації

Закінчується 15-й рік після найбільшої техногенної катастрофи за час існування людської цивілізації. Серед найважчих наслідків катастрофи - забруднення величезних територій, на яких проживають люди, виробляється сільськогосподарська продукція.

Радіоактивне забруднення територій України та критичні шляхи формування дозових навантажень

Аварійними викидами ЧАЕС на території України було радіоактивно забруднено 53454 км² із 2293 населеними пунктами, у яких проживало 2,6 млн. людей (в тому числі майже 700 тис. дітей).

Напруженість ситуації посилилась у зв'язку із високим рівнем неоднорідності за щільністю забруднення території, радіонуклідним складом та фізико-хімічними властивостями випадінь. Разом із сильно вираженою мозаїчністю ґрунтово-рослинного покриву забрудненої території вказані фактори зумовили множинність шляхів розвитку відповідних часових фаз післяаварійної радіологічної ситуації та формування дозових навантажень населення.

Результати проведених досліджень дозволили встановити та оцінити критичні шляхи та джерела формування доз опромінення населення, а також фактори, які їх обумовлюють, наприклад: характер ґрунтово-рослинного покриву (властивості ґрунтів, тип фітоценозу) [1]. Агроценози характеризуються значно меншою інтенсивністю переходу ¹³⁷Cs у рослини в порівнянні з природними лучними ценозами. Коефіцієнти переходу (КП) ¹³⁷Cs у рослини природних луків вищі за КП агроценозів на 1-2 порядки величин залежно від ґрунту. Величина виносу радіонукліду рослинами природних луків та агроценозів відрізняється у 2-30 разів.

Інтенсивність зниження значень КП у рослини агроценозів протягом першого періоду після аварії у 2-3 рази вища, ніж у рослин природних луків. Таким чином, природні лучні фітоценози є критичною ланкою міграції ¹³⁷Cs у харчових ланцюгах. Найбільш критичними у радіоекологічному плані серед лучних ценозів є природні луки на органогенних гідроморфних ґрунтах.

© В.І. Холоша, Ю.О. Іванов, Л.Я. Табачний, А.Н. Архипов, В.О. Кашпаров, М.І. Проскура, В.В. Сковорцев

3

Неоднорідність щільності забруднення випадінь у поєднанні із "пістрявістю" ґрунтового покриву може зумовлювати відмінності у забрудненні ¹³⁷Cs критичних продуктів харчування (молока, м'яса) у межах населеного пункту до 2-50 разів при різниці щільності забруднення сіножатей та пасовищ у 1,5-2 рази, а у межах адміністративного району - до 300-350 разів при різниці щільності забруднення у 30 разів [1].

Характеристики забруднення. Різний радіонуклідний склад випадінь на різних слідах викидів та специфіка динаміки мобільності радіонуклідів, що випали із паливними частками, зумовлюють різну значущість радіонуклідів у формуванні доз опромінення населення. Хоча для ⁹⁰Sr характерна вища рухомість у порівнянні із радіоізотопами цезію, післяаварійну фазу довгоіснуючих радіонуклідів називають "цезієвою", оскільки саме ¹³⁷Cs визначає формування доз зовнішнього опромінення та величину дози внутрішнього опромінення. Дозовий внесок ⁹⁰Sr у порівнянні із ¹³⁷Cs в перші роки виявився незначним. На територіях, забруднених паливним компонентом випадінь із зіставним вмістом обох радіонуклідів, рухомість ⁹⁰Sr у перші роки після аварії була низькою через включення радіонукліду в матрицю паливних часток [1]. У 1992 р. 95-97% дози внутрішнього опромінення населення, яке проживало на забрудненій частині території України, зумовлювались ¹³⁷Cs і тільки кілька відсотків - ⁹⁰Sr [2, 3]. У наступні роки в деяких населених пунктах, забруднених паливними випадіннями, внесок ⁹⁰Sr у річну ефективну дозу збільшився й становив 15-54%, хоча сумарні дози не перевищували 1 мЗв [2, 3].

До категорії критичних територій, тобто таких, де місцеве населення може одержати додаткове опромінення понад 1 мЗв на рік, може бути віднесена територія Українського Полісся, більша частина якого вкрита лісами. Тут розміщено близько 520 населених пунктів, а чисельність населення становить майже 350 тис. осіб.

Основний внесок у дозоутворення як сільських, так і міських жителів, роблять радіонукліди із продуктів харчування, одержаних на забруднених ґрунтах. При цьому надходження ^{137}Cs в організм людини зумовлено (до 90%) споживанням молока та м'яса. Вживання молока місцевого виробництва формує 75-90% дози внутрішнього опромінення населення. У деяких регіонах істотним додатковим джерелом надходження ^{137}Cs до організму людини є лісові продукти (гриби, ягоди, м'ясо диких тварин тощо).

Більша частина території під паливними слідами та великими значеннями щільності забруднення ^{90}Sr (при яких забруднення радіонуклідом харчових продуктів може перевищувати встановлені допустимі рівні) знаходиться у зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення. Таким чином, на території, забрудненій паливними компонентами випадінь або сумішшю паливних та конденсаційних компонентів, з урахуванням наведених вище коментарів, протягом перших десятиліть формування дозових навантажень на населення визначають радіоізотопи цезію.

Інтенсивність зниження параметрів перенесення ^{137}Cs у біологічних ланцюгах на сьогодні досить низька. Періоди напівзниження КП радіонукліду у ланці "ґрунт-рослина" для лук змінюються в межах 8-15 років, в агрофітоценозах - 12-25 років (тобто зіставні із періодом напіврозпаду ^{137}Cs) [1]. Таким чином, радіологічна ситуація сьогодні характеризується відносною стабільністю.

4

Застосування контрзаходів та їх ефективність

Застосування контрзаходів у сільському господарстві України дозволило істотно знизити забруднення продукції рослинництва та тваринництва у державному секторі виробництва (вміст ^{137}Cs у молоці з 1987 по 1998 рр. зменшився у 15-20 разів), що стало підставою для впровадження більш жорстких контрольних рівнів по багатьох видах продукції. Водночас питома активність ^{137}Cs у молоці, яке виробляється в особистих підсобних господарствах (ОПГ), знизилась тільки в 4-6 разів.

На даний момент визначилась тенденція до зростання обсягів виробництва сільськогосподарської продукції у ОПГ України, зокрема у тих, які розміщені у зонах радіоактивного забруднення. Вказані продукти є основними "постачальниками" радіонуклідів в організм людини. У зв'язку із тим, що для випасання худоби та сінокосіння в особистих підсобних господарствах використовуються переважно природні луки (в тому числі у лісах та на болотах), винесення ^{137}Cs з молоком, виробленим у ОПГ, становить близько 80%, а з молоком, виробленим у громадському виробництві, - тільки близько 20% [4].

Підставою для зонування території України за рівнем радіологічної небезпеки і планування відповідних заходів захисту, проведених на забрудненій території, її реабілітації є інформація про характер формування дозових навантажень та їхніх величин.

Сьогодні на території Полісся 90-95% дози додаткового опромінення формується за рахунок споживання продуктів харчування місцевого виробництва. Така радіологічна ситуація визначає вибір захисних заходів і тактику їхнього проведення.

Протягом 1986-2000 рр. агрохімічні й агротехнічні заходи, спрямовані на зниження вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції, були проведені на площі, більшій за 2,0 млн. га сільськогосподарських угідь.

Застосування корінного або поверхневого поліпшення луків (одного з найефективніших контрзаходів з обмеження перенесення ^{137}Cs у "молочному" ланцюжку) дозволяє знизити вміст радіонукліда в молоці до 6 разів. Зменшення дози внутрішнього опромінення для різних населених пунктів за рахунок цього контрзаходу становить від 10 до 30%.

Часто застосовують такі агротехнічні контрзаходи, як внесення мінеральних і органічних добрив у ґрунт та вапнування кислих ґрунтів. Вони приводять до зниження дози внутрішнього опромінення у середньому не більше ніж на 10% по населеному пункту.

Застосування контрзаходів дозволило протягом останніх 7 років одержувати в суспільному секторі виробництва м'ясо-молочну продукцію, що відповідає вимогам діючих нормативів. Менш сприятлива картина складається в приватному секторі (ОПГ) через

практично повну відсутність у поліських районах достатньої кількості окультурених сінокосів і пасовищ, придатних для випасу худоби або заготівлі чистих кормів.

У зв'язку із погіршенням економічних можливостей країни обсяги контрзаходів в останні роки істотно знизилися (рис. 1), а основна спрямованість їх змістилася у бік реабілітації присадибних ділянок і випасів для тварин приватного сектора.

Ефективність контрзаходів в агропромисловому виробництві для різних ґрунтово-кліматичних зон і зон радіоактивного забруднення коливається в широкому діапазоні значень. Вартість відверненої дози у один людино-Зіверт для зони безумовного (обов'язкового) відселення змінюється в діапазоні від 7,3 до 14,5 тис. доларів США,

5

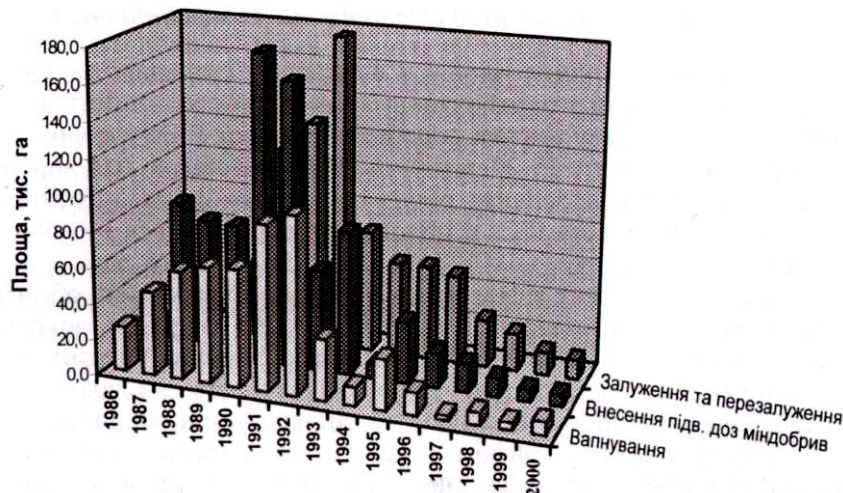


Рис. 1. Динаміка об'ємів меліоративних робіт на забруднених сільськогосподарських угіддях України, тис. га

а в зоні посиленого радіоекологічного контролю - від 34 до 121 тис. доларів США. З економічної точки зору оптимальним і доцільним вважається здійснення контрзаходів, коли вартість робіт із запобігання дози завбільшки одного людино-Зіверту порівнянна з вартістю валового національного продукту, виробленого в країні на одного громадянина. Для України ця величина в останні роки коливається на рівні 1,5-3 тис. доларів США. Виходячи з цього варто визнати, що багато контрзаходів, застосовуваних в Україні, перевершують її економічні можливості, хоча в цілій низці випадків є необхідними, враховуючи їхню соціально-психологічну значущість.

Загалом, оцінка вартості реабілітаційних заходів і ефективності застосовуваних контрзаходів ще потребує серйозного й уважного методичного розгляду і скрупульозного розрахунку.

Проблеми відселених територій (радіаційно небезпечних земель)

Статус забруднених територій визначений відповідно до законів України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи", "Про статус і соціальний захист громадян, що постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи".

■ Зона безумовного (обов'язкового) відселення (ЗБ(О)В)

До зони безумовного (обов'язкового) відселення відповідно до зазначених, законів України віднесені території з щільністю забруднення ^{137}Cs ґрунтів усіх типів понад 555 кБк/м², а також частина мінеральних і всі органігенні ґрунти з щільністю

6

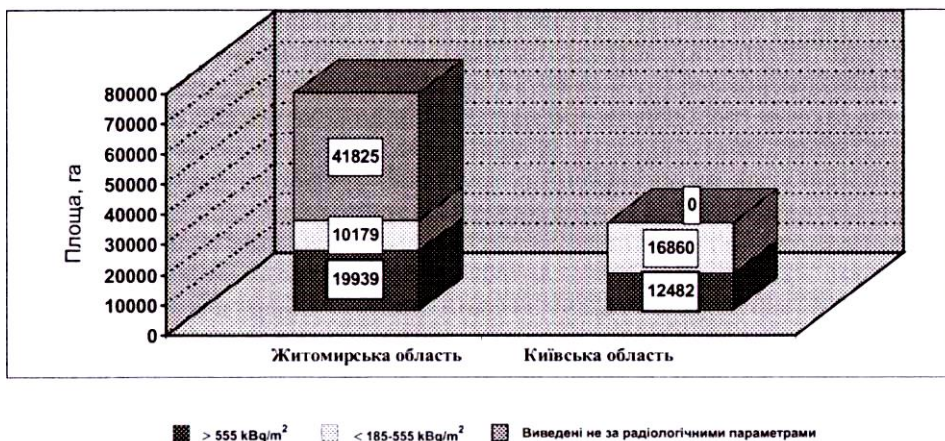


Рис. 2. Ділянки земель, виведені з використання в Житомирській та Київській областях України, га

забруднення 185-555 кБк·м³. Із землекористування в Київській і Житомирській областях вилучено 101285 га сільськогосподарських угідь. У Житомирській області близько половини земель (41825 га) вилучено не за радіологічними показниками, а внаслідок низької врожайності й економічної недоцільності використання (рис. 2).

У зв'язку з цим має бути вирішена проблема невідповідності реальної радіологічної ситуації на частині території ЗБВ критеріям, регламентованим в чинних законодавчих актах. У зв'язку із припиненням активної діяльності на відчужуваних територіях, найважливішим завданням стає дотримання прийнятих правил і принципів діяльності на них з метою недопущення негативних економічних і екологічних наслідків для навколишнього середовища і населення України.

Однією з основних проблем ЗБВ є проблема населення, що всупереч вимогам законодавства проживає на її території. Проблема загострюється через те, що відповідно до вимог чинного законодавства для таких територій ці люди не можуть розраховувати на забезпечення умов проживання і нормальної життєдіяльності, вирішення проблем правового, медичного, соціально-психологічного й інших видів захисту з боку держави.

Згідно з даними дозиметричної паспортизації населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення, у більшості населених пунктів на території ЗБВ додаткові дозові навантаження на населення не перевищують припустимі рівні. Таким чином, відселення людей сьогодні втратило свою ефективність і є маловиправданим заходом, оскільки доза, що запобігається, навіть за консервативними оцінками, не перевищує 15-30% від очікуваної дози за 70 років. У зв'язку із цим проведення реабілітаційних заходів на території, віднесеній до 2-ої зони, є пріоритетним. Звідси випливає необхідність правової підтримки рішення щодо припинення відселення.

Для науково обґрунтованого проведення робіт на зазначеній території в 1997 р. була розроблена "Програма реабілітації земель ЗБ(О)В Житомирської і Київської областей на період з 1998 по 2005 рік" [5]. Пріоритетність і послідовність робіт з реабілітації виведених земель визначається таким чином: першочерговому поверненню

7

підлягають землі з меншою щільністю забруднення; кращий ефект досягається на родючих землях; першочерговій реабілітації підлягають землі, що перебувають в межах діючих господарств або прилягають до їх території; пріоритет віддається мінеральним ґрунтам із щільністю забруднення до 555 кБк·м²; реабілітацію угідь на органогенних ґрунтах із щільністю забруднення ¹³⁷Cs понад 111 кБк·м² сьогодні проводити недоцільно.

Вартість відверненої дози на один людину-Зіверт для зони безумовного (обов'язкового) відселення коливається в діапазоні від 7,3 до 14,5 тис. доларів США. Витрати на відновлення цих земель складуть (у доларах США на 1 га) для: кормовиробництва - 340-390; луківництва - 290-390; вирощування технічних, зернових, овочевих культур - 290-680; лісовідновлення - 580-680; садових розсадників - 730-820. Прибуток від використання цих земель протягом 3-5 років може цілком окупили витрати на відновлення.

У рамках виконання Програми реабілітації земель ЗБ(О)В за період 1998-2000 рр. по Житомирській області сільським радам (у землі запасу, до затвердження процедури передачі зазначених земель) передано під пасовища і косовиці 2144 га вилучених із обороту сільськогосподарських угідь, проведено заліснення на території 188 га. У зоні відчуження і ЗБ(О)В підготовлено для народногосподарського використання 8 тис. га земель і 600 га Ладжицьких ставків.

▪ **Зона відчуження**

Зона відчуження (ЗВ) - територія, з якої у 1986 р. було евакуйоване населення. Територія з щільністю забруднення радіоцезієм понад 555 кБк·м², радіостронцієм понад 111 кБк·м² і плутонієм понад 3,7 кБк·м² займає близько 1800 км² [6].

"Концепція Чорнобильської зони відчуження на території України" (1995) і проект "Концепції діяльності в зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення на території України" (1998) визначають систему принципів і пріоритетів діяльності в зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення (ЗВіЗБ(О)В) з метою мінімізації екологічних і соціально-економічних наслідків Чорнобильської катастрофи, а також обґрунтування можливостей і проведення комплексної реабілітації території зони. Остання повинна розглядатися як процес реалізації системи заходів, спрямованих на відновлення нормального народногосподарського функціонування цієї території.

Слід зазначити, що реабілітація - це не тільки реалізація низки заходів, внаслідок проведення яких забруднена територія стане придатною для народногосподарського використання і проживання населення без обмежень (повна реабілітація). Специфіка повернення в господарське використання території ЗВ полягає в тому, що тут відсутнє населення, а персонал перебуває на ній тимчасово. Реабілітація таких територій може носити локальний, вибірковий характер на найбільш важливих, вирішальних об'єктах і напрямках (часткова реабілітація) без проведення реевакуації населення. До таких видів діяльності належать:

8

♦ **виробнича діяльність**, спрямована на виведення з експлуатації ЧАЕС, перетворення об'єкта "Укриття" в екологічно безпечну систему, переробку і поховання радіоактивних відходів (РАВ), функціонування відповідних об'єктів інфраструктури на території ЗВ;

♦ **виробнича діяльність, спрямована на мінімізацію виносу** радіоактивних речовин за межі ЗВ;

♦ **діяльність, спрямована на недопущення погіршення** екологічної ситуації на території ЗВ;

♦ **діяльність, спрямована на створення необхідних умов** для успішного проведення реабілітаційних заходів у межах завдань, поставлених перед зоною.

Для цілеспрямованого здійснення зазначених видів діяльності проведено функціональне районування зони, тобто розподіл її на окремі частини з визначенням для кожної з них загальної стратегії завдань і переважних видів діяльності з урахуванням розташування діючих виробництв, елементів інфраструктури, об'єктів зберігання радіоактивних відходів, рівня і характеру радіоактивного забруднення природного середовища, стану екосистем зони тепер і тенденцій до його змін.

Зона розподілена на **чотири функціональні частини** (території): промислова територія, територія першочергової реабілітації, заповідна територія, територія загального режиму.

До *промислової території* віднесена частина зони, де виконуються основні роботи з мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи, зберігання РАВ, перетворення об'єкта "Укриття" в екологічно безпечну систему, експлуатації і виведення з експлуатації ЧАЕС, запобігання поширення радіонуклідів, зокрема захисту заплави р. Прип'ять від затоплення під час повеней, а також проводяться санітарні й протипожежні заходи у лісах.

Промислова територія, виділена як суцільна частина ЗВіЗБ(О)В, включає такі основні об'єкти разом з ділянками місцевості між ними: ЧАЕС з об'єктом "Укриття" і елементами інфраструктури, комплекс виробництв "Вектор", пункти поховання РАВ, пункти тимчасової

локалізації РАВ, ставок-охолоджувач, частина заплави р. Прип'ять з водоохоронними спорудами, населені пункти, які є елементами інфраструктури зони - м. Чорнобиль і м. Прип'ять.

Територія першочергової реабілітації має перспективи народногосподарського використання в найближчі десятиліття. До цієї території належать, насамперед, ділянки зони, екологічний стан яких, за наявним даними, умовно задовольняє вимогам Закону України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" щодо можливості постійного проживання населення на забруднених територіях.

До території першочергової реабілітації також віднесені ділянки ЗВіЗБ(О)В, екологічний стан яких ще не відповідає вимогам закону, але, як можна очікувати, внаслідок здійснення певних реабілітаційних заходів може відповідати у найближчі десятиліття. Крім того, до цієї території належать ділянки, де реабілітаційні заходи є доцільними для поліпшення екологічного стану району, зосередження інфраструктури ЗВіЗБ(О)В або для поліпшення загального екологічного стану зони й обмеження поширення радіоактивного забруднення за її межі. Основними напрямками реабілітаційної діяльності в межах даної території може бути лісове господарство, спрямоване на лісовідновлення і створення стійких лісових насаджень, заходи щодо відновлення, поліпшення і утримання водоохоронних систем. На цій території передбачається здійснення науково-дослідної і дослідно-виробничої діяльності в межах виділених полігонів.

9

Заповідна територія складається з окремих ділянок, які представляють собою цінність як пам'ятки природи - типові ландшафтні комплекси, місця виростання рідкісних видів флори та фауни - або як життєво важливі центри ареалів фауни України. Такі ділянки потребують природно-заповідного статусу, згідно з яким виключається будь-яке втручання в природний хід саморозвитку екосистем та допускається лише здійснення необхідних заходів з утримання цих об'єктів, проведення наукових спостережень з обмеженим перебуванням персоналу. Ділянки заповідної території можуть бути розміщені в межах території загального режиму та території першочергової реабілітації. В межах ЗВіЗБ(О)В існує 10 об'єктів природно-заповідного фонду, один з яких - державного значення (Іллінецький гідрологічний заказник), 9 - обласного значення (такий статус було надано цим об'єктам до 1986 р.).

Територія загального режиму - частина території ЗВіЗБ(О)В, неоднорідна за ступенем радіоактивного забруднення. На цій території, за виключенням ділянок, на яких розміщені об'єкти інфраструктури, та ділянок заповідної території, діяльність обмежується лише необхідними заходами з утримання зони (природоохоронні заходи, роботи, спрямовані на дотримання режиму та збереження культурних цінностей), а також науковими дослідженнями.

Для визначення й оцінки можливостей та доцільності проведення певних реабілітаційних заходів на різних ділянках території зони (на території різних функціональних зон) з урахуванням сучасного стану не тільки радіаційної ситуації на території ЗВ, але й природних та техногенних об'єктів ЗВ, були зроблені оцінки з використанням методів ГІС-технологій [7]. З урахуванням сучасного стану території (розміщення лісів, лучних та перелогових ценозів, підтоплених територій, ділянок з рівнем залягання ґрунтових вод менше 1 м, меліоративних систем, наявності осередків шкідників, хвороб тощо) побудовано карти-схеми можливих напрямів реабілітаційної діяльності на території ЗВ.

Найбільшу площу (понад 800 км²) складають ділянки, на яких доцільно здійснювати лісовідновлювальні заходи. На території близько 300 км² необхідне виконання водоохоронних заходів, в тому числі й відновлення меліоративних систем. Особливе місце займають ділянки першочергової реабілітації, тобто ті землі, де вже зараз можна вести господарську діяльність без обмежень (сільськогосподарську - близько 30 км², лісгосподарську - близько 180 км²).

На великих площах лісів, садів та перелогів сформувались осередки шкідників та хвороб (близько 150 км²). Така ситуація вимагає втручання з метою оцінки безпеки та розробки заходів для попередження розвитку та ліквідації осередків.

Таким чином, реабілітаційна діяльність на території зони відчуження повинна здійснюватись в межах головних завдань, що стоять перед зоною, а саме:

виконання промислової діяльності на відчуженій території України (експлуатація та виведення із експлуатації ЧАЕС, перетворення об'єкту "Укриття" в екологічно безпечну систему, переробка та захоронення РАВ тощо);

мінімізація виносу радіоактивних речовин за межі зони та зниження доз опромінення населення України;

підтримання екологічного стану території зон на певному рівні.

Реабілітаційні заходи на забруднених територіях виконували з перших днів аварії. Відсутність чітких міжнародних і національних рекомендацій та досвіду з захисту населення

10

при аваріях такого типу, напружена ситуація в початковий, післяаварійний, період призвели до реалізації комплексу заходів без своєчасної оцінки їх ефективності за дозовими, економічними та іншими критеріями.

З економічної точки зору оптимальним та доцільним вважається виконання контрзаходів, коли вартість робіт з попередження дози величиною в один людино-Зіверт зрівняна з вартістю валового національного продукту, виробленого в країні на одного громадянина. Для України ця величина в останні роки коливається на рівні 1,5-3 тис. доларів США.

Оцінка вартості реабілітаційних заходів та ефективності прийнятих контрзаходів ще потребує серйозного та уважного методичного розгляду і ретельного розрахунку.

1. *Іванов Ю.А.* Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных ядерных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Дисс. на соиск. уч. степ. д-ра биол. наук. - К., 1997. - 356 с.

2. *Лихтарев И.А., Ковган Л.Н., Васильев А.Ю.* Ядерные аварии: дозиметрические модели, эффективность защитных мероприятий // Бюллетень "Авария на Чернобыльской АЭС. Радиологический мониторинг, клинические проблемы, социальные-психологические аспекты, демографическая ситуация, низкие дозы радиации" / УНЦРМ. - 1992. - Т. 1. - Вып. 2. - С. 48-83.

3. *Лось И.П., Федосенко Г.В., Комариков И.Ю. и др.* Шесть лет после аварии на Чернобыльской АЭС. Главные закономерности изменения радиологической ситуации и их прогнозирование. - 1992. - С. 93-151.

4. *Десять років після аварії на Чорнобильській АЕС: Національна доповідь України / Мінчорнобиля* - К., 1996. - 203 с.

5. *Програма* реабилитации земель в зонах полного переселения в Житомирской и Киевской областях на период 1998 - 2005. - К., 1997. - 26 с.

6. *Холоша В.І., Проскура М.І., Іванов Ю.О., Казаков С.В., Архипов А.М.* Радіаційна і екологічна вагомість природних та техногенних об'єктів зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999. - № 13. - С. 3-9.

7. *Ischuk A., Nagorsky V., Arkhipov N., Kuchma N., Ivanov Yu., Paskevich S.* Use of GIS in radioecological research in the Chernobyl exclusion zone. Annales de l'Association beige de Radioprotection. - 1999. - Vol. 24, № 4, - P. 229-258.

Державний департамент - Адміністрація зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення, 07270, Україна, м. Чорнобиль, вул. Радянська, 14

Міністерство України з надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС України), 01030, Київ, вул. О. Гончара, 55

Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство "Чорнобильський радіоекологічний центр" (МНС України), 07270, Україна, м. Чорнобиль, вул. Шкільна, 6

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології, 08162, Україна, смт. Чабани, вул. Машинобудівників, 7

Інститут геохімії навколишнього середовища НАНУ 03142, Україна, м. Київ, вул. Палладіна, 34-а

11

Контроль радиационных параметров РАО: проблемы нормативного и аппаратурного обеспечения

В работе приведены результаты анализа современного уровня развития средств измерительной техники, применяемых при контроле радиационных параметров радиоактивных отходов (РП РАО), а также нормативной документации, действующей на Украине в сфере обращения с отходами.

Показано, что среди систем контроля РП РАО, в том числе серийно выпускаемых рядом ведущих зарубежных фирм, для контроля основной массы РАО на Украине наиболее применимы системы измерения гамма-параметров. Для РАО Чернобыльской зоны отчуждения, вероятно, оптимальным по стоимости и производительности методом контроля станет предварительное исследование скоплений РАО в ПВЛРО (в частности, объекте "Укрытие") с применением пробоотбора и последующего мониторингирования РАО-потоков по гамма-параметрам.

Введение

Под термином "радиационные параметры радиоактивных отходов" (РП РАО) понимаются параметры РАО, непосредственно характеризующие поля излучений и частиц, образующихся при распаде радионуклидов (РН), содержащихся в отходах.

РП РАО определяет практически всё, что отличает радиоактивные отходы от обычных: степень радиационной опасности, отсутствие технической возможности воздействовать на процессы ядерных превращений (в большинстве случаев) и, соответственно, временные ограничения (как правило, снизу) на длительность изоляции отходов от окружающей среды.

Обращение с РАО, в том числе и контроль РП, должно регламентироваться действующей нормативной документацией (НД). Качество НД зависит от:

степени полноты положений и набора параметров, характеризующих промышленный процесс, которые данная НД регламентирует;

степени конкретности и подконтрольности этих параметров;

того, какие средства требуется затратить для выполнения нормативных требований.

Очевидно, что проблемы контроля и нормативного регулирования тесно связаны - применимость НД напрямую зависит от того, насколько контроль соответствия нормативных и действительных значений параметров обеспечен измерительной аппаратурой.

В СССР и до настоящего времени на Украине решение многих проблем в сфере промышленного обращения с большими объёмами РАО, к сожалению, остаётся неудовлетворительным, в частности это касается и контрольно-нормативного обеспечения. Действующая НД не соответствует реальному положению дел; практически отсутствуют отечественная производительная специализированная аппаратура и методики неразрушающего (недеструктивный анализ (ВДА)) экспресс-контроля РАО и разрушающего (деструктивного) контроля с применением пробоотбора (ДА).

Отметим, что потребность в такой аппаратуре возросла с возникновением еще одной отрасли промышленности, тесно связанной с обращением с РАО, - промышленности, обеспечивающей снятие с эксплуатации (СЭ) ядерных объектов и последующее преобразование их в экологически безопасное состояние (ПЭБС).

© С.В. Шевченко

12

В данной работе проведен общий анализ существующего положения в области разработки средств измерений (СИ) для контроля РП РАО, в том числе с учётом возможностей импорта, а также (главным образом в части, касающейся контроля РП) действующей нормативной документации.

1. Технические средства контроля РП РАО

1.1. Основные виды контроля РП РАО и контролируемые параметры

В мировой практике обращения с РАО, как правило, ведётся измерение значений следующих параметров при *контроле соответствия НД*:

◇ *Инвентарный контроль содержания* в РАО (упаковках с РАО) радионуклидов, т.е. их обнаружение и определение суммарной альфа-, бета- и гамма-активности, в том числе отдельных РН, с целью обеспечения государственного статистического учёта.

◇ *Определение принадлежности к данной классификационной группе:*

- а) измерение средних значений массовых удельных альфа-, бета- и гамма-активностей в тарной единице, направляемой на конечное размещение;
- б) измерение средних значений массовой удельной альфа-активности долгоживущих (фактически трансурановых) элементов (ТУЭ);
- в) измерение уровней поверхностного альфа-, бета- и гамма-загрязнения;
- г) измерение мощности гамма-дозы (МЭД) на заданных расстояниях "от поверхности РАО".

◇ *Контроль ядерной безопасности при обращении с РАО*, в том числе при их складировании, путем измерения массового содержания делящихся элементов (ДЭ).

При этом значение МЭД не может служить основой для определения классификационной принадлежности, т.к. основной величиной при классификации является значение удельной активности.

Кроме контроля соответствия, на предприятиях, где проводится обращение с РАО, ведется, как правило, **технологический радиационный контроль (ТРК)** в обеспечение безопасности персонала и эксплуатации оборудования. При ТРК измеряются в сущности те же параметры, что позволяет использовать данные ТРК для целей контроля соответствия.

В конкретных методиках контроля РП применяются методы неразрушающего (экспресс) анализа; разрушающие методы, т.е. использующие пробоотбор; их комбинации.

Главная особенность контроля РП РАО в том, что РАО в большинстве случаев контролируются в балк-форме (на Украине это правило выполняется для 9590 РАО, т.е. РАО Чернобыльской зоны отчуждения (далее - ЧЗО) и объекта "Укрытие"). При этом необходимо характеризовать большие объемы и массы вещества, часто с априори неизвестными и неоднородными распределениями плотности и радионуклидного состава.

1.2. Современная промышленная аппаратура контроля РП РАО

В настоящее время в СНГ и в развитых странах выпускаются как универсальные СИ ядерных излучений, так и (в развитых странах) специализированная аппаратура НДА-контроля РП РАО. СИ общего применения (спектрометры и радиометры излучений) используются, как правило, в радиохимических лабораториях при анализе проб.

13

Специализированные системы контроля радиационных параметров (СКРП) чаще всего применяются с целью экспресс-контроля. В НДА РП РАО [1, 3, 5] регистрируются частицы с относительно большой длиной свободного пробега, т.е. нейтроны и гамма-кванты, а при восстановлении распределений активности вводится коррекция на самопоглощение излучения.

В практике разработок и применения СКРП при НДА РАО были изобретены различные способы коррекции. Их (а, соответственно, и СКРП) условно можно разделить на две группы. К первой относятся те, которые так или иначе используют априорную информацию о РАО, вплоть до формирования для целей контроля партий РАО, однородных по определенному параметру, еще на этапе их образования [1]. В случае известного состава РН и доступности измерения РП для какого-нибудь гамма-излучателя (или их суммы) применяются гамма-методы, реализуемые в относительно простых и недорогих (~100 тыс. долларов) установках типа RTM-640 финско-германской фирмы RADOS, где применяются пластмассовые сцинтилляторы с низким энергетическим разрешением. Такие СКРП применяются в основном при контроле РАО с известным, жестко фиксированным составом РН или при сортировке РАО/неРАО. К второй группе относятся СКРП, оснащенные устройствами контроля распределения плотности и коррекции результатов - установки сегментного сканирования и СКРП с применением комбинации трансмиссионной (контроль плотности) и эмиссионной (контроль активности) томографии. Сегментные сканеры типа серий WM 2200 или WM 2300 фирмы Canberra или MGCS серии G20 фирмы ORTEC

позволяют получать количественные оценки гамма-РП РАО, упакованных в 200-литровые бочки, в широком диапазоне активностей и для неоднородных матриц с средней плотностью до $\sim 2 \text{ г/см}^3$ и стоят $\sim 200\text{-}250$ тыс. долларов. Специализированные промышленные томографы, как и методики, в которых применяются более сложные схемы детектирования (например антикомптоновский телескоп [4]), до настоящего времени находятся на стадии экспериментальных и опытных разработок.

Установки с регистрацией нейтронов используются при контроле альфа-излучающих РН. В них применяются так называемые активный и (или) пассивный нейтронные методы; их комбинации. В отдельных СКРП (пример - установка ЕМ-200 фирмы Eurisys Mesures, Франция) есть возможность параллельно вести анализ гамма-РП РАО.

СКРП на основе нейтронных методов - это сложные и объемные механико-электронные системы, в которых применяется математическое обеспечение высокого уровня. Паспортные значения минимально детектируемой активности (МДА) (содержания, минимально детектируемого содержания (МДС)) уранов и ТУЭ $\sim 25\text{-}300$ мг урана-235 и единицы мг плутония-240 ($\sim 10^{-5}$ Ки/кг ТУЭ), стоимость таких СКРП - 1-1,5 млн. долларов.

Следует подчеркнуть, что данные о МДА (МДС), приводимые в рекламных проспектах фирм, как правило, приводятся для случая практического отсутствия фона. С одной стороны, это связано с тем, что фоновые параметры меняются на практике от измерения к измерению чрезвычайно резко и до сих пор нет стандартной методики сведения этого разнообразия к какому-то универсальному эквиваленту; с другой - что более важно - точностные характеристики СКРП настолько сильно ухудшаются с ростом фона, что фирмам просто невыгодно сообщать такую информацию.

14

Параметры современных промышленных НДА СКРП позволяют количественно оценивать РП РАО для сравнительно небольших объемов РАО - порядка сотен литров с погрешностью до 50% [5]. Математическое обеспечение также жестко ориентировано на конкретную конфигурацию измерений. Поэтому их применение оправдано только в случае весьма жестких ограничений на типы упаковочных единиц, контролируемых при обращении с РАО.

Это условие выполняется далеко не всегда, особенно для РАО СЭ и ПЭБС (на Украине - это в первую очередь РАО ЧЗО). Тем не менее на этапе проектирования оборудования и технологий обращения с РАО (а сегодня на Украине важен именно этот этап) весьма желательно и вероятно реально предусматривать в технологической цепи сбор-кондиционирование-перегрузки-транспортировка-пункты контроля РП, на которых РАО должны иметь форму наиболее благоприятную для целей контроля.

Аппаратурное оформление этих пунктов, как правило, будет специфичным, что, соответственно, потребует проведения разработок нестандартных СИ в каждом отдельном случае при весьма ограниченном применении серийных средств.

Другим, во многих случаях весьма информативным и экономически целесообразным способом контроля соответствия могут быть исследования характеристик РАО с применением деструктивного анализа отходов еще до их сбора и кондиционирования для отправки на спецпредприятие. Эти исследования необходимы и для повышения достоверности, производительности; снижения стоимости применения НДА-методов. При определенных условиях использование такой информации может обеспечить возможность свести оперативный контроль РП к относительно простому мониторингованию РАО - потоков по какому-нибудь одному параметру, например по уровню гамма-излучения. Такой подход окажется особенно эффективным при контроле РАО ЧЗО и объекта "Укрытие". Но в то же время проблемы ДА-методов в применении к задаче контроля больших объемов РАО сегодня еще далеки от разрешения. В первую очередь это касается проблемы обеспечения представительности анализа.

2. Вопросы нормативного регулирования контроля РП РАО

В приложении к проблеме контроля РП РАО НД государственного уровня должна определять в первую очередь границы классификационных групп РАО по удельной

активности и допустимые погрешности определения принадлежности отходов к данной группе. Кроме того, в исполнение Закона Украины "Об обращении с РАО" в части их госучета необходимо установить значения допустимых погрешностей данных инвентарного учета об активности и радионуклидном составе РАО на этапах обращения с ними.

Сегодня на Украине действует классификация РАО, принятая еще до 1991 г. (СПОРО-85 и СП АЭС-88 в части отходов с поверхностным загрязнением). Данная НД была рассчитана на обращение с небольшими объемами РАО в гражданской сфере и в рамках принятой в СССР концепции глубокой переработки отработанного топлива. В результате переработки отработанного ядерного топлива (ОЯТ) относительное содержание ТУЭ в отходах снижалось на несколько порядков. Соответственно в НД СССР были установлены весьма жесткие нормативы, ограничивающие содержание альфа-излучателей в РАО, направляемых на поверхностное захоронение, фактически величиной $1 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг.

15

В западных странах, в которых не предполагается переработка ОЯТ, в частности в США, где производство топлива, обращение с РАО и их конечное размещение ведется частными фирмами, обращение с отходами вне пределов технико-экономических возможностей немыслимо. Соответственно, в этих странах действуют компромиссные, но отвечающие реальности нормы. В частности, пороговое значение содержания ТУЭ, при превышении которого РАО должны захораниваться в глубоких геологических формациях (ГГФ), в Великобритании и Франции равно 10^{-5} Ки/кг, т.е. на три порядка больше действующего на Украине норматива. В США аналогичный норматив действовал лишь с 1970 по 1986 г., после чего был увеличен до 10^{-4} Ки/кг (100 нКи/г).

Эта же величина удельной активности ТУЭ фактически является предельной, ниже которой применение самых современных средств контроля не позволяет получать количественные экспресс-оценки уже при весьма скромной (по отношению к масштабам обращения с РАО) производительности: 0,5-1 т/час. Количественное определение содержания гамма-излучателей в низкоактивных РАО (НАО) также является сложной проблемой по двум причинам: с одной стороны, есть известная проблема измерения малых уровней активности, с другой - в отличие от средне- и высокоактивных РАО (САО, ВАО), которые по соображениям безопасности обычно размещаются в относительно небольших упаковках (~ десятков л), объемы упаковок с НАО достигают нескольких м³, контроль РП которых с погрешностью в пределах десятков процентов практически невозможен.

Требования при контроле соответствия "реализуются" в приложении к аппаратуре в виде требований, определяющих диапазоны измерения и границы допустимых погрешностей измерения. Сегодня на Украине действуют стандарты на СИ ядерных излучений, согласно которым суммарная погрешность измерения не должна превышать 40% на уровне доверительной вероятности 0,95 (ГОСТ 27451, ДСТУ 3743). В практике контроля РП РАО достижение такого уровня точности при разумных затратах на его проведение в большинстве измерительных ситуаций (здесь не имеется в виду контроль проб после специальной подготовки) нереально, и для систем контроля РП РАО необходимы другие нормативы. Эти нормативы должны быть установлены исходя из реальных требований к точности данных о РП РАО, необходимой при обеспечении безопасности обращения с отходами. Рассмотрим основные моменты в обращении с РАО, когда необходимо проводить измерения с целью принятия решения о дальнейшем обращении с отходами.

О погрешности определения принадлежности к группе

Существующие национальные и международные классификаторы (подборка материалов в [6, 7], как правило, устанавливают деление РАО по 3 группам в зависимости от удельной активности с выделением подгрупп с различным содержанием долгоживущих альфа-излучателей. Диапазон активностей в группах составляет 2-3 порядка. Очевидно, что даже при измерении удельной активности с точностью до порядка "пересортица" РАО между группами будет вблизи границ и при этом не превысит ~10%. Соответственно требования к величине погрешности измерительной аппаратуры могут быть весьма мягкими.

О погрешности статистического учета

В приложении к проблеме статучета отметим два момента:

1) для госучета важны, в первую очередь, данные о суммарной активности того или иного типа отходов в относительно крупных скоплениях (хранилищах). Если данные о РП РАО в конкретной упаковке известны с некоторой погрешностью, то при отсутствии значительного смещения экспериментальных оценок погрешность их средних (суммарных) величин в хранилище будет быстро уменьшаться по мере накопления отходов;

2) с позиций статучета общей активности некоторого РН РАО различных групп очевидно неравноценны. В самом деле, абсолютные значения погрешностей при равенстве их относительных величин для разных групп отличаются на 2-3 порядка. Например, при вполне удовлетворительной погрешности 20-30% данных для САО (и, тем более, ВАО) ее абсолютная величина может на порядок превысить значение суммарной активности НЛО, т.е. данные об активности НАО в целях статистического учета могут вообще не приниматься во внимание (за исключением, конечно, других данных, например об объеме, массе и т.д.), и измерения удельной активности НАО достаточно проводить лишь с целью определения принадлежности к группе, т.е. с точностью до порядка.

Требования к погрешности определения удельной активности при оценке сроков изоляции РАО

Кроме статучета и сортировки РАО по группам, данные об удельной активности необходимы при оценке возможности захоронения РАО в конкретном хранилище. Как правило, захоронение отходов ведется при выполнении условия снятия с административного контроля после 10 периодов полураспада самого долгоживущего компонента смеси РН. В то же время оценки сроков, в течение которых барьеры изоляции РН в хранилище сохраняют свои защитные свойства, обычно известны с погрешностью не менее 20-30%, что соответствует 2-3 периодам полураспада.

Отсюда следует, что при оценке возможности размещения РАО в хранилище достаточно знать, что величина удельной активности РН не более чем в 4-8 раз превышает некоторое номинальное значение.

Выводы

1. При контроле радиационных параметров РАО проблема инвентарного контроля (как правило, сводящаяся к оценке удельной активности отходов) является наиболее сложной. Это связано с необходимостью производить измерения параметров больших объемов и масс вещества при априори неизвестных распределениях плотности и активности. В настоящее время для ее решения при установленной погрешности ~ десятки процентов за рубежом используются высокотехнологичные и дорогостоящие установки неразрушающего анализа с производительностью 0,5-1 т РАО/час.

За два десятилетия разработки параметры промышленных установок экспресс-контроля активности достигли предельных значений. Дальнейшего повышения их производительности, по всей вероятности, в ближайшие 10-20 лет не произойдет,

17

не будет решена и проблема прямого определения уранов и трансуранов в РАО неизвестного состава в диапазоне активностей 10^{-8} - 10^{-6} Ки/кг и при отношении величин гамма- и альфа-активностей более единицы.

2. Контроль ТУЭ в отходах, сосредоточенных в Чернобыльской зоне отчуждения, возможен с погрешностью до десятков процентов по косвенным данным, путем измерения гамма-активности с последующим расчетом на основе корреляционных соотношений для топлива 4-го энергоблока ЧАЭС со средним выгоранием. При этом основной объем данных наиболее оптимально (по затратам и производительности) может быть получен с применением разрушающих методов, в результате предварительных исследований параметров РАО в отдельных пунктах временной локализации радиоактивных отходов (в том числе и в объекте "Укрытие") и последующего мониторинга отходов в процессах обращения с применением сравнительно простых средств гамма-радиометрии.

В связи с этим необходимы срочные исследования с последующей разработкой методической и рекомендательной НД по вопросам разрушающего контроля РП РАО. В первую очередь - исследования параметров контроля, влияющих на его макро- и микропредставительность для основных измерительных ситуаций, возникающих при обращении с РАО на Украине.

3. При обеспечении ядерной безопасности работ по обращению с РАО ЧЗО и объекта "Укрытие", при сравнительно простом (гамма) определении содержания плутония весьма острой будет проблема контроля ^{235}U при наличии в отходах свежего или маловыгоревшего топлива.

4. Вопросы метрологического обеспечения контроля РП РАО до настоящего времени отработаны недостаточно. Приоритетными сегодня являются две задачи:

- определение оптимальных стандартных условий калибровки и поверки СИ для целей проведения альфа-, бета- и гамма-экспресс контроля РП РАО в балк-форме и при технологическом контроле с учетом типовых технических решений, применяемых при обращении с РАО;

- разработка методологии и типовых методик контроля РП РАО путем исследования с применением пробоотбора больших скоплений РАО.

5. В общем объеме данных о РП РАО, в том числе для целей инвентарного контроля, существенное значение будут иметь данные измерений специализированных систем технологического контроля на различных этапах обращения с отходами. Если на Украине разработка установок для неразрушающего экспресс-анализа на уровне мировых образцов в ближайшие годы, скорее всего, маловероятна, то разработка нестандартных средств измерений для ТРК, обеспечивающих получение данных для контроля соответствия, может оказаться весьма продуктивной. В связи с этим следует шире проводить исследования с целью оптимизации измерений РП РАО на существующих и перспективных промышленных установках для сбора, перегрузки, транспортировки, сортировки и других техпроцессов.

6. Действующая нормативная документация по обращению с РАО далека от реальности в части классификации долгосуществующих отходов. Такое положение не позволяет планировать практические действия по обращению с РАО вообще и работы по контролю радиационных параметров в частности. Необходимо в ближайшее время ввести нормы, действующие в ряде промышленно развитых стран и допускающие поверхностное (приповерхностное) захоронение РАО с удельной активностью ТУЭ до 10^{-3} - 10^{-4} Ки/кг.

18

7. Есть все основания установить в НД государственного уровня, что инвентарный контроль РАО допускается проводить в индикаторном режиме, т.е. с погрешностью $\sim 50\%$ и более, а для группы низкоактивных РАО - с точностью до порядка, возможно понизив при этом значение нижней границы II группы (САО) по уровню мощности дозы до 10 мР/час (и соответствующего эквивалента по граничной удельной активности).

Для целей государственного статистического учета возможно, по всей вероятности, проведение измерений на некоторых установках с погрешностью "в разы", если выполняется (доказано, что выполняется) условие, что полученные при этом оценки не имеют существенного смещения при усреднении по ансамблю упаковок больших объемов РАО.

Таким образом, проблема контроля РП РАО - многоплановая по целям и способам их достижения. Для её решения необходимо проведение на высоком научно-техническом уровне ряда комплексных НИОКР. При этом, для обеспечения оперативного анализа и координации работ весьма целесообразны организация и проведение регулярных научно-технических совещаний, семинаров, конференций по данной тематике.

1. Ципленков В.С., Ермаков С.В. Применение гарантий МАГАТЭ в отношении радиоактивных отходов на ядерных установках в "балк" форме. ГКЭ СССР, ЦНИИ Атоминформ. - М., 1987. - с. 37.

2. Проект British consortium преобразования объекта "Укрытие" в экологически безопасную систему (Kiev competition - 92).

3. Characterisation of radioactive waste forms and packages. Technical report series № 383. IAEA, Vienna. - 1997. - P. 136.

4. King S.E., Phillips G.W., Haskins P.S. et.al. A solid state Compton camera for three-dimensional imaging. Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. V A353. - 1994. - P. 320-323.

5. Goto T. and Kato H. A radioactivity assay method using computed tomography. Nucl. Techn. v 100. - 1992. - № 3. - P. 322-330.
6. Kemtechnik v 59. - 1994. - № 1-2.
7. Report of radioactive waste disposal. Technical report series № 349, IAEA - Vienna, 1993.
8. Соботович Э.В., Шестопалов В.И., Белевцев Р.Я. и др. Состояние проблемы захоронения радиоактивных отходов на Украине и геологические аспекты их изоляции // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. - К.: Наук. думка, 1996. - Вып. 3.

19

УДК 556.3:504.3.64.36

Д.А. Бугай, С.П. Джепо, А.С. Скальский, В.А. Кашпаров,
С.Е. Левчук, С.И. Зварич, Л. Девиер, Н. Ахамдаш

Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захоронений радиоактивных отходов "Рыжий лес"

Представлены результаты исследований геомиграции стронция-90 на экспериментальном полигоне у траншеи №22-Т пункта временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО) "Рыжий лес". Рассмотрены следующие вопросы: физико-химические характеристики топливных частиц и запасов радионуклидов в траншее; геологическое строение и фильтрационные свойства пород; особенности режима подземных вод; распределение ^{90}Sr в водоносном горизонте и сорбционные свойства отложений. Полученные данные позволили оценить in-situ скорость утечки ^{90}Sr из захоронения радиоактивных отходов (РАО) в гидрогеологическую среду и оценить латеральную скорость миграции радионуклида в водоносном горизонте.

1. Введение

Пункты временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО) в ближней зоне ЧАЭС являются серьезными источниками радиоактивного загрязнения подземных вод [1]. Для разработки обоснованной стратегии обращения с радиоактивными отходами (РАО), сосредоточенными в захоронениях, необходимо выполнить долгосрочные радиоэкологические прогнозы и оценить радиационные риски от миграции радионуклидов [2]. Для решения последней задачи требуются объективные данные о гидрогеологических условиях и параметрах миграции радионуклидов из ПВЛРО.

Для мониторинга и детального изучения процессов геомиграции радионуклидов из ПВЛРО ближней зоны ЧАЭС Институтом геологических наук НАНУ (ИГН) в 1994-95 гг. был оборудован специальный экспериментальный участок у траншеи №22-Т ПВЛРО "Рыжий лес" (рис.1), где в последующие годы проводились целенаправленные гидрогеологические исследования по программам Минчернобыля (позже - Министерства по чрезвычайным ситуациям) Украины [3-5]. С 1999 г. экспериментальный участок у траншеи №22-Т стал базой для международного радиоэкологического проекта "Пилотный участок", направленного на изучение процессов миграции радионуклидов из приповерхностных захоронений РАО, содержащих диспергированное ядерное топливо, разработку и верификацию соответствующих математических моделей геомиграции [6, 7]. В работах по проекту принимают участие ИГН НАНУ и Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии при сотрудничестве с Институтом радиационной безопасности и защиты (ИПСН, Фонтене-о-Розез, Франция), при содействии и поддержке со стороны Администрации Чернобыльской зоны отчуждения.

Ниже представлены результаты исследований геомиграции радионуклидов на экспериментальном полигоне у траншеи №22-Т ПВЛРО "Рыжий лес" (так называемом "Пилотном участке") по данным исследований, выполненных в 1998-2001 гг. Основное внимание было уделено изучению миграции стронция-90 (^{90}Sr), отличающегося наиболее высокой мобильностью в геологической среде. Рассмотрены следующие вопросы:

© Д.А. Бугай, С.П. Джепо, А.С. Скальский, В.А. Кашпаров, С.Е. Левчук, С.И. Зварич, Л. Девиер, Н. Ахамдаш, 2001

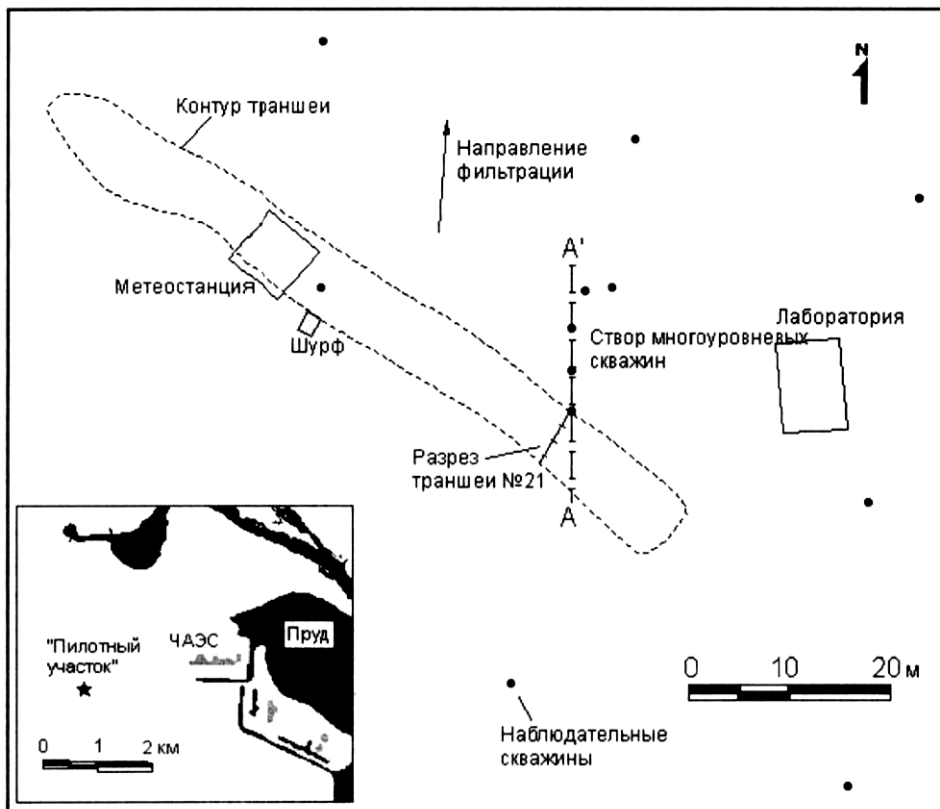


Рис. 1. Расположение и ситуационная схема экспериментального полигона "Пилотный участок"

физико-химические характеристики топливных частиц и запасов радионуклидов в траншее; геологическое строение и фильтрационные свойства пород; особенности режима подземных вод; распределение ^{90}Sr в водоносном горизонте и сорбционные свойства отложений. Полученные данные позволили, в частности, оценить *in-situ* скорость утечки ^{90}Sr из захоронения РАО в гидрогеологическую среду и латеральную скорость миграции радионуклида в водоносном горизонте.

2. Экспериментальный участок

Экспериментальный участок расположен на расстоянии 2,5 км на юго-запад от ЧАЭС, в пределах сектора ПВЛРО "Рыжий лес" (см. рис. 1). В 1987 г. войсками гражданской обороны здесь были выполнены работы по захоронению "рыжего леса" - посадок сосны, погибших вследствие экстремальных уровней радиоактивного загрязнения. Радиоактивные материалы, состоящие из загрязненного аварийными радиоактивными выпадениями древесины, почвенного слоя, лесной подстилки и строительного мусора, были захоронены в траншеях и под насыпями ("буртами") из местного песчаного грунта. ПВЛРО не были оборудованы дополнительными инженерными изолирующими барьерами и в последующий период превратились в очаги радиоактивного загрязнения подземных вод радионуклидами [1, 5].

21

Объектом исследований является захоронение №22-Т, которое представляет собой траншею длиной около 70 м, шириной 5-6 м и глубиной 2-3 м. Удельная активность захороненных материалов по ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет $n \cdot 10^5 - 10^6$ Бк/кг. Предыдущими исследованиями было установлено, что дно захоронения №22-Т периодически подтапливается подземными водами. Вблизи траншеи сформировался ореол загрязненных стронцием-90 (^{90}Sr) грунтовых вод с концентрациями радионуклида в диапазоне $n \cdot 10^3 - 10^4$ Бк/л, простирающийся на 10-15 м вниз по потоку грунтовых вод от траншеи [3-5].

В 1995-2000 гг экспериментальный участок был оборудован системами инструментальных средств для автоматизированных гидрогеологических и метеорологических наблюдений (см. рис.1). На участке сооружена детальная сеть

гидрогеологических скважин для режимных наблюдений и трассерных экспериментов. Метеорологические наблюдения осуществляются с помощью автоматизированной метеостанции. Для мониторинга уровня грунтовых вод используются автоматизированные датчики давления. Для наблюдений за параметрами влагопереноса в ненасыщенной зоне сооружен шурф, оборудованный на различных глубинах тензиометрами, датчиками влажности и температуры. Наконец, в нескольких точках участка установлены вакуумные керамические пробоотборники поровой влаги, организованные в многоуровневые кусты.

3. Исследование топливных частиц из захоронения методами электронной микроскопии

Радиоактивность отходов в ПВЛРО определяется главным образом частицами диспергированного ядерного топлива микронного размера. Для оценки и прогноза утечек радионуклидов из захоронений РАО в окружающую среду представляет интерес вопрос о физико-химических характеристиках топливных частиц (ТЧ) и скорости их растворения.

Для визуализации, определения размеров, геометрии и химического состава топливных частиц, выделенных из радиоактивных материалов захоронения, была использована сканирующая электронная микроскопия (СЭМ) [7]. Экспериментальная методология исследований описана в [8]. Путем осаждения в тяжелой жидкости (бромформ) из проб грунта траншеи было выделено 568 ТЧ со средним диаметром 4,2 мкм. На основании измерения активности отходов до и после выделения ТЧ было установлено, что по состоянию на 2000 г. ~ 70% активности ^{90}Sr в траншее ассоциировано с ТЧ.

Было установлено также, что радиоактивность отходов обусловлена двумя категориями ТЧ: ТЧ, состоящими из урана (U) и кислорода (O), и ТЧ, состоящими из урана, кислорода и циркония (Zr). На долю U-O-Zr-частиц приходилось 75% от всех выделенных частиц. По данным электронной микроскопии, у частиц с U-O-матрицей была выявлена существенная вторичная микропористость вследствие химического выветривания (растворения), в то время как внешний вид Zr-U-O-частиц свидетельствовал о значительно более высокой устойчивости.

Данные СЭМ имеют важное значение с точки зрения долгосрочного прогноза миграции радиоактивности из захоронения в окружающую среду. Можно предположить, что частицам с матрицей из Zr-U-O свойственна весьма медленная кинетика растворения, и, соответственно, существенная доля радиоактивности в ПВЛРО будет "связана" с этими частицами и недоступна для геомиграции и биомиграции в течение длительного времени.

22

Для прогноза утечек радиоактивности из РАО следует применять многокомпонентную модель источника с различными кинетическими константами для различных типов частиц.

4. Запасы радионуклидов в захоронении

Важный аспект работ по характеристике радиационных условий экспериментального участка состоял в изучении пространственного распределения и оценке запасов радионуклидов в захоронении [7].

Исследования проводились методом гамма-каротажа тела захоронения по пробуренной ручным способом сети разведочных скважин. Удельная активность ^{137}Cs в отходах определялась по эмпирической корреляционной зависимости (рис. 2) между содержанием радионуклида в грунте ($A_{\text{Cs},i}$ Бк/кг) и количеством гамма-распадов, измеренных погруженным зондом (N, число распадов за 10 с):

$$A_{\text{Cs},i} = \Gamma \times N, \quad \Gamma = 2,5 \pm 1 \text{ Бк (кг расп.)}^{-1}.$$

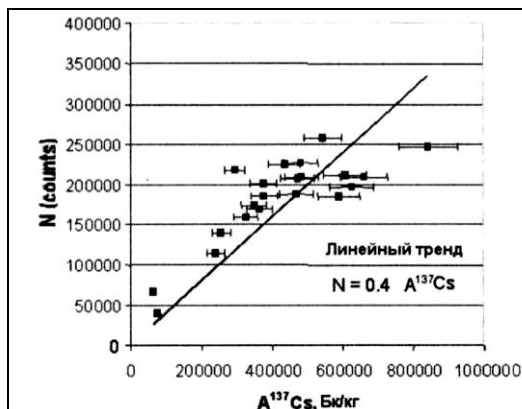


Рис. 2. Эмпирическая корреляционная зависимость для оценки активности ^{137}Cs в РАО по числу гамма-распадов

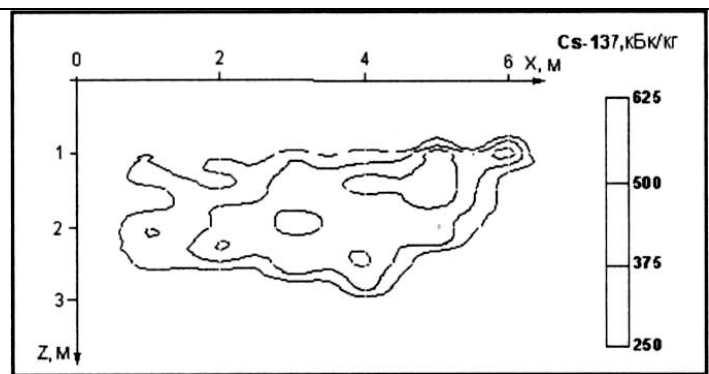


Рис. 3. Пространственное распределение ^{137}Cs в сечении № 21 траншеи (положение сечения показано на рис. 1)

Пример полученного вышеописанным способом распределения ^{137}Cs в поперечном сечении траншеи показан на рис. 3.

Пространственное интегрирование полученного массива значений гамма-каротажа (более 2000 отдельных замеров) дало следующую оценку запаса активности ^{137}Cs в траншее №22-Т (по состоянию на 2000 г.):

$$A_{\text{Cs}} = 600 \pm 240 \text{ ГБк.}$$

23

Запасы других радионуклидов в захоронении были оценены с использованием эмпирических корреляционных соотношений активности радионуклидов для РАО траншеи и для черновобльских топливных частиц [9]. Непосредственная корреляция между активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в РАО траншеи оказалась относительно слабой, что, по-видимому, обусловлено перераспределением ^{90}Sr в траншее и за ее пределы вследствие гидрогеологической миграции. Поэтому был использован следующий двухшаговый расчетный метод. Сначала были оценены запасы европия-154 (^{154}Eu) в траншее при использовании экспериментально определенного соотношения активности $^{137}\text{Cs}/^{154}\text{Eu}$ для РАО "Пилотного участка" ($R_{\text{Cs-Eu}}^{\text{TR}} = 145$ на 2000 г.):

$$A_{\text{Eu}} = A_{\text{Cs}} / R_{\text{Cs-Eu}}^{\text{TR}} = 4 \pm 1,6 \text{ ГБк.}$$

^{154}Eu является относительно малоподвижным радионуклидом, который был изначально ассоциирован преимущественно с топливной матрицей. Поэтому отмечается хорошая корреляция между активностью ^{90}Sr и ^{154}Eu в черновобльских топливных частицах ($R_{\text{Cs-Eu}}^{\text{TR}} = 72$) [9]. Это позволяет оценить исходный запас активности ^{90}Sr в траншее (т.е. на момент захоронения в 1987 г. без учета последующей миграции за пределы захоронения):

$$A_{\text{Sr}} = R_{\text{Sr-Eu}}^{\text{FR}} \cdot A_{\text{Eu}} = 290 \pm 140 \text{ ГБк.}$$

На практике экспериментально определенное отношение активности $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$ для РАО траншей составило $R_{\text{Cs-Eu}}^{\text{TR}} = 67$ (на 2000 г.), что указывает на обеднение РАО траншеи (в среднем) по ^{90}Sr . Полученные выше коэффициенты позволяют оценить количество радиостронция, мигрировавшего с момента захоронения за пределы траншеи:

$$\Delta S_r = \frac{R_{\text{Sr-Eu}}^{\text{FP}} - R_{\text{Sr-Eu}}^{\text{TR}}}{R_{\text{Sr-Eu}}^{\text{FP}}} 100\% = 7 \pm 5\%.$$

5. Геологическое строение и гидрогеологический режим "Пилотного участка"

Для характеристики геологического строения экспериментального участка была пробурена сеть разведочных скважин глубиной 4-8 м. Результаты гранулометрического анализа керна скважин вносились в базу данных литологических свойств отложений, и для каждого разреза составлялись профильные диаграммы (рис. 4). Ранее детальные исследования литологических особенностей различных генетических типов и фаций четвертичных и плиоценовых отложений в пределах прилегающей зоны отчуждения Чернобыльской АЭС позволили установить своеобразные "гранулометрические паспорта" генетических типов и динамических фаций континентальных отложений. Сравнение

результатов гранулометрических определений на "Пилотном участке" с этими паспортами дало возможность интерпретировать выделенные пачки отложений следующим образом (см. рис.4-5, сверху вниз) [6]: (1) - техногенные отложения - перемещенная и перемешанная современная и/или серая лесная почва (114,6-114 м БСВ); (2) - песчаная покровная фация эоловой свиты (114-109,5 м БСВ); (3) - песчаные и алевритовые нерасчлененные пойменно-старичные фации аллювиальных отложений (109,5-104 м БСВ).

24

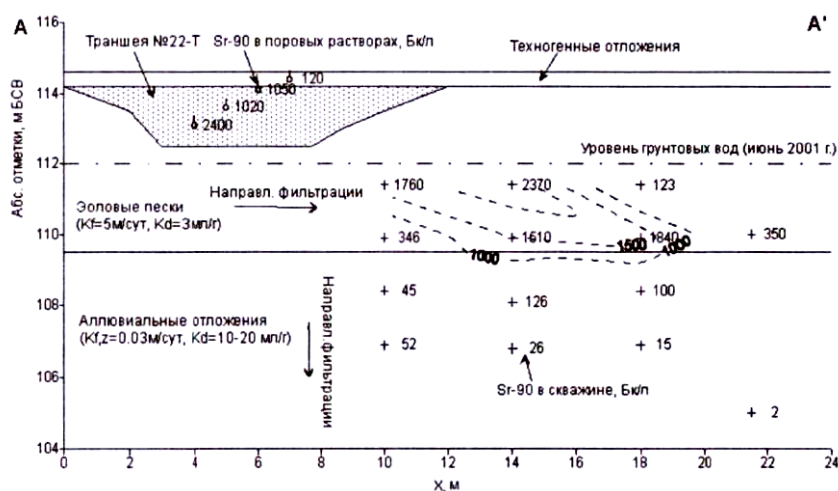
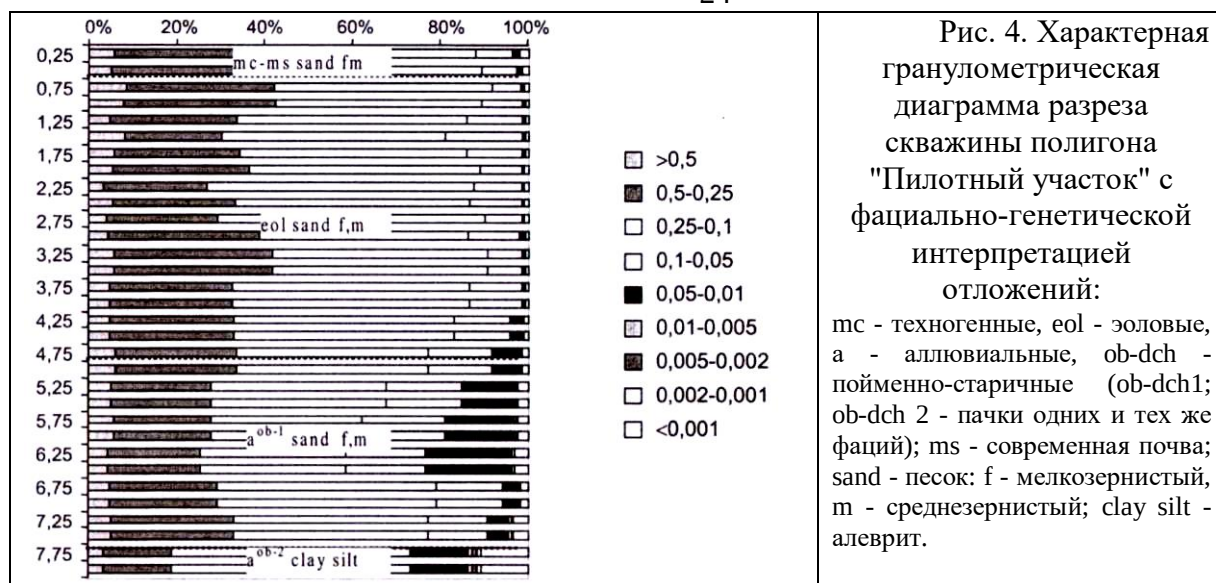


Рис. 5. Распределение ^{90}Sr в зоне аэрации и водоносном горизонте "Пилотного участка" в июне 2001 г.

Ниже по разрезу - вплоть до регионального водоупора - слоя Киевских мергелей - залегают хорошо проницаемые песчаные отложения русловой фации аллювия [6].

Эоловые пески относительно однородны и характеризуются низким содержанием глинистых фракций. Аллювиальные отложения пойменно-старичной стадии, наоборот, характеризуются существенно более высоким содержанием глинистой фракции и гетерогенным строением - переслаиванием субгоризонтальных прослоев различной мощности с варьирующим гранулометрическим составом (см. рис. 4). Основные минералогические компоненты песчаных отложений - кварц (80-90%) и полевой шпат (10-20%) [4].

25

Фильтрационные свойства пород "Пилотного участка" были изучены несколькими альтернативными методами, включая полевые опытно-фильтрационные работы (экспресс-наливы и откачки из скважин), лабораторные колоночные эксперименты и математическое моделирование (методом решения обратных задач) [6]. По данным этих работ, коэффициент

фильтрации эоловых песков составляет 3-5 м/сут. Аллювиальным отложениям пойменно-старичной фации в нижней части исследуемого разреза, по-видимому, свойственна фильтрационная анизотропия с более низким коэффициентом фильтрации в вертикальном направлении (z) по сравнению с горизонтальным (x):

$$K_{al,x} \approx 1 \text{ м/сут}, K_{al,z} = 0,02-0,05 \text{ м/сут}.$$

Режим подземных вод экспериментального участка исследован на основе многолетних мониторинговых наблюдений по локальной сети многоуровневых наблюдательных скважин, оборудованных в непосредственной близости от захоронения отходов (см. рис. 1). С использованием систем автоматизированного сбора и регистрации информации были получены гидрографы для наблюдательных гидрогеологических скважин с частотой измерений 4 раза в сутки на протяжении 1999-2001 гг. Гидрогеологический режим экспериментального участка характеризуется хорошей связью уровня грунтовых вод с метеорологическими факторами. Подъем уровня после существенных осадков начинается практически сразу (особенно во влажные периоды года), а максимальный уровень достигается через 5-10 суток. Рассчитанное по полученному детальному набору данных с применением графоаналитического метода инфильтрационное питание подземных вод составило 380 мм, т.е. 36% осадков за период наблюдений. Около 50% инфильтрационного питания приходится на весеннее снеготаяние, а вторая половина соответствует дождям в летне-осенний период [6].

Данные о распределении напора подземных вод в плане и в разрезе водоносного горизонта свидетельствуют о том, что режимы фильтрации грунтовых вод в пачках эоловых и аллювиальных отложений существенно различаются [6]. В слое эоловых отложений фильтрация происходит преимущественно в горизонтальном направлении (на север - северо-восток) со средним градиентом напора 0,001-0,002. В нижележащем слое относительно слабопроницаемых аллювиальных отложений пойменно-старичной фации движение подземных вод носит преимущественно вертикальный характер, причем градиент напора составляет 0,02-0,04 (рис. 5).

С целью оценки действительной скорости фильтрации грунтовых вод в слое эоловых отложений в августе-ноябре 1999 г. был проведен трассерный эксперимент при натурных градиентах напора подземных вод в масштабе ≈ 1 м с использованием изотопов хлора [6]. По его результатам, действительная скорость фильтрации в водонасыщенных эоловых отложениях оценивается в 3 см/сут (~ 11 м/год). Последний результат согласуется с независимыми данными опытно-фильтрационных работ по оценке коэффициента (фильтрации эоловых отложений).

6. Гидрогеологическая миграция стронция-90

По результатам ретроспективного анализа условий подтопления траншеи №22-Т грунтовыми водами в 1991-2000 гг. [6], в отдельные периоды уровень грунтовых вод (УГВ) поднимался на 20-30 см выше минимальной отметки дна траншеи. Среднее расстояние между дном траншеи и УГВ за период наблюдений составляет 50-60 см. Такие условия способствуют лёгкому проникновению радионуклидов с инфильтрационным потоком влаги из траншеи в водоносный горизонт.

26

Влияние траншеи на водоносный горизонт чётко прослеживается по повышенным концентрациям ^{90}Sr в подземных водах под траншеей и в ее окрестностях. Максимальная концентрация ^{90}Sr по данным наблюдений 1995-2000 гг., составила 20500 Бк/л (скв. 2-95-1, 1997 г.). Цезий-137 отличается более низкой мобильностью в грунтовых водах, и его концентрация под траншеей, как правило, составляет десятые доли - первые единицы Бк/л.

Распределение ^{90}Sr в водоносном горизонте согласно с данными наблюдений по створу многоуровневых скважин, оборудованных в 2000- 2001 гг. по направлению фильтрации грунтовых вод (в соответствии с результатами пьезометрических наблюдений и трассерного эксперимента), представлено на рис. 5. Положение профиля скважин показано на рис. 1. Здесь же приведены данные об удельной активности ^{90}Sr в поровых растворах тела

траншеи с использованием многоуровневого куста керамических вакуумных пробоотборников.

Ореол ^{90}Sr в водоносном горизонте с удельной активностью 1000-2000 Бк/л (что соответствует удельной активности поровых растворов в теле траншеи) простирается на расстояние около 10 м ниже по потоку грунтовых вод от источника миграции. "Фоновая" активность радионуклида в верхней части водносного горизонта порядка $n \cdot 100$ Бк/л по-видимому обусловлена вертикальной миграцией через зону аэрации из "техногенного слоя", содержащего остаточные загрязнения. В соответствии с общей гидродинамикой фильтрационного потока ореол радионуклида постепенно заглубляется в водонасыщенную толщу отложений по мере удаления от траншеи, за счет поступления более "чистых" инфильтрационных вод из верхней части почвенного профиля на периферии траншеи. Нижняя граница ореола на удалении от траншеи достигает переходной зоны между слоями эоловых и аллювиальных отложений. Здесь растворённый в грунтовой воде ^{90}Sr взаимодействует и задерживается аллювиальными отложениями с повышенными сорбционными свойствами, что обусловлено более высоким содержанием глинистых частиц.

Движение воды и миграция ^{90}Sr в слое эоловых песков носит преимущественно горизонтальный характер. Исходя из того, что полученная нами в ходе трассерного эксперимента (см. раздел 5) оценка действительной скорости фильтрации ($V_{\text{real}} \approx 11$ м/год) представительна в долгосрочной ретроспективе, коэффициент замедления при миграции ^{90}Sr в слое эоловых песков может быть оценен величиной порядка $R=14$ (т.е. скорость миграции ^{90}Sr составляет около 7% от действительной скорости фильтрации подземных вод). Коэффициент замедления связан с коэффициентом распределения (K_d) известной формулой:

$$R = 1 + \frac{\rho}{m} K_d,$$

где m - пористость, ρ - плотность грунта.

Применяя данную формулу, можно рассчитать, что соответствующее $R=14$, $K_d^{90}\text{Sr}$ составляет 2,7 мл/г (при расчете принято: $m=0,3$, $\rho=1,7$ кг/дм³).

7. Оценки сорбционных свойств отложений и баланс стронция-90 в системе "захоронение РАО - водоносный горизонт"

В дополнение к косвенным оценкам были выполнены прямые экспериментальные определения K_d ^{90}Sr в лабораторных статических опытах, а также в ходе специальных полевых экспериментов in-situ по распределению ^{90}Sr между матрицей и поровыми растворами геологических отложений [7].

27

Методология статических лабораторных опытов описана в [6]. В качестве тестового раствора использовалась реальная грунтовая вода "Пилотного участка" (табл. 1).

Таблица 1. Химический состав подземных вод "Пилотного участка", использованных в лабораторных статических опытах по оценке K_d ^{90}Sr (мг/л)

Ca	K	Mg	NaMa	Fe	Cl	SO ₄	NO ₃	HCO ₃	Общая минерализация	PH
25	8,6	1,2	1.4	0,1	2,5	27,2	61,1	12,2	140	5,85

В ходе полевых in-situ определений K_d специальным цилиндрическим вакуумным пробоотборником отбирались керны породы из верхней части водонасыщенных эоловых отложений, после чего поровые растворы безотлагательно отделялись от матрицы породы посредством вакуумирования [7]. Далее раздельно определялась активность ^{90}Sr для жидкой и твердой фазы, что позволило осуществить непосредственный расчет K_d .

Результаты определений K_d различными методами представлены в табл. 2. Средние значения коэффициента распределения ^{90}Sr для эоловых отложений, полученные различными методами, хорошо согласуются (2-3 мл/г). Аллювиальным отложениям свойственны более высокие значения K_d (приблизительно на порядок). Соответственно, указанный слой (пачка) отложений, имеющий региональное распространение в ближней зоне

ЧАЭС [6], может представлять собой существенный естественный сорбционный барьер при миграции радионуклидов от захоронений отходов.

Таблица 2. Средние значения и диапазон значений (в скобках) $K_d^{90}\text{Sr}$, определенные различными методами (мл/г)

Генетический тип отложений	In-situ распространение ореола ^{90}Sr	Статические опыты	In-situ определения распределения ^{90}Sr в системе "матрица - поровый раствор"
Эоловые	2,7	2,8	2,0 (0,2-5)
Аллювиальные	нет данных	20 (6-50)	нет данных

Данные о двухмерном распределении ^{90}Sr в подземных водах и полученные оценки K_j позволяют осуществить прямой расчёт интегральной активности радионуклида в водоносном горизонте. Количество ^{90}Sr в водоносном горизонте (в растворенной форме и сортированного на геологических отложениях) было рассчитано путем пространственного интегрирования:

$$A_{AQ} = \iint C(x, z) (m + \rho K_d) dx dz,$$

где A_{AQ} - количество ^{90}Sr в водоносном горизонте (Бк на 1 погонный м поперечного сечения траншеи); $C(x, z)$ - концентрация ^{90}Sr в подземных водах; m - пористость; ρ - плотность пород, K_d - изменчивый по пространству коэффициент распределения.

Если исходить из того, что среднее значение $K_d^{90}\text{Sr}$ для эолового слоя составляет 2-3 мл/г, а для аллювиального слоя - 10-20 мл/г, то результирующая оценка для сечения А-А' (см. рис.1, 5) составляет:

$A_{AQ} = 200-350$ МБк (на 1 пог. м сечения).

Начальный запас ^{90}Sr (на момент захоронения РАО) для рассматриваемого сечения траншеи ($A_{TR,0}$) был рассчитан нами с использованием данных о распределении активности ^{137}Cs в сечении № 21 траншеи (см. рис.1, 3) и корреляционных соотношений

28

активности чернобыльских радионуклидов (см. раздел 4). Результирующая оценка (скорректированная на распад на 2000 г.) составляет:

$A_{TR,0} = 5,5 \pm 2,2$ ГБк (на 1 пог. м сечения).

Таким образом, для рассматриваемого сечения количество ^{90}Sr в водоносном горизонте на сегодняшний день составляет 4-6,5% от начального запаса радионуклида в траншее. Последняя цифра хорошо согласуется с представленной ранее (раздел 4) независимой интегральной оценкой утечки ^{90}Sr из траншеи (а именно: $7 \pm 5\%$), основанной на Сравнении отношения $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$ в чернобыльских топливных частицах и выщелоченных инфильтрационными потоками воды РАО траншеи. Заметим, что оценка утечки в разделе 4 включает ^{90}Sr как в водоносном горизонте, так и в зоне аэрации. Следовательно, получено хорошее перекрестное подтверждение величины утечки ^{90}Sr из захоронения РАО в водоносный горизонт независимыми экспериментальными методами.

Наконец, принимая во внимание данные раздела 3 о распределении радиоактивности в траншее между различными категориями топливных частиц, можно прийти к выводу, что утечка ^{90}Sr в водоносный горизонт составляет 12-23% от начального запаса активности ^{90}Sr в захоронении, ассоциированного с менее стойкими (более растворимыми) ТЧ с матрицей из окиси урана (U-O).

7. Выводы

Результаты мониторинга и специальных исследований геомиграционных процессов на специально оборудованном экспериментальном полигоне ("Пилотном участке") в зоне ПВЛРО "Рыжий лес" свидетельствуют о прогрессирующем во времени и пространстве процессе загрязнения водоносного горизонта ^{90}Sr вследствие миграции радионуклида из траншеи с РАО. Поступление радионуклида в гидрогеологическую среду обусловлено инфильтрацией атмосферных осадков, а также непосредственным (сезонным) подтоплением РАО грунтовой водой в периоды высокого подъема уровня грунтовых вод. Концентрации

^{90}Sr в поровых растворах тела траншеи в грунтовых водах под захоронением и в его окрестностях в 100-1000 раз превышают допустимые нормативы для питьевой воды согласно ДУ-97 и НРБУ-97. Водоносный горизонт подвергся загрязнению на расстояние порядка 10 м вниз по потоку грунтовых вод от траншеи. По состоянию на 2000 г. за пределы траншеи мигрировало около 4-7% от начального запаса ^{90}Sr в захоронении РАО.

Полученные гидрогеологические данные и миграционные параметры для "Пилотного участка" могут быть непосредственно использованы для скрининговых оценок рисков, обусловленных миграцией ^{90}Sr из захоронений РАО "Рыжего леса" в подземные и далее - в поверхностные воды.

Пользуясь известной формулой, можно оценить размер "зоны влияния" захоронения РАО на подземные воды, за пределами которой концентрация радионуклида в подземных водах снизится (за счет распада в процессе геомиграции) до значений, не превышающих допустимые концентрации в питьевой воде:

$$L_{\text{эф}} = \ln\left(\frac{C_0}{C_{\text{двс}}}\right) \frac{V}{R\lambda} = \ln\left(\frac{2000}{2}\right) \frac{11}{14 \cdot 0,023} \text{ м} = 214 \text{ м},$$

29

здесь C_0 - концентрация радионуклида в грунтовой воде непосредственно под траншеей (Бк/л); $C_{\text{двс}}$ - питьевой норматив для ^{90}Sr (2 Бк/л согласно с нормативом ДУ-97); V - действительная скорость фильтрации подземных вод (м/год); R - коэффициент замедления; λ - константа радиоактивного распада (год $^{-1}$).

При расчёте консервативно принято, что поток подземных вод является однородным и одномерным, и весь геологический разрез характеризуется минимальными сорбционными свойствами.

Приведенные результаты показывают, что в долгосрочной перспективе латеральное распространение ^{90}Sr от траншей в опасных концентрациях в будущем ограничится первыми сотнями метров ниже по потоку грунтовых вод от захоронений (или даже менее, с учетом принятых консервативных предпосылок расчетов). Таким образом, в целом подтверждаются предварительные прогнозы на основе экспертных оценок миграционных параметров [5, 10] об отсутствии существенного риска радиоактивного загрязнения за счет геомиграции р. Припять, расположенной на расстоянии около 2,5 км от ПВЛРО "Рыжий лес". Местные гидрогеологические условия и природные геологические барьеры обеспечивают достаточно надежное удержание и замедление миграции радиостронция и, таким образом, ограничивают распространение радиоактивности по пути "подземные воды - поверхностные воды".

Хотя миграция радионуклидов из захоронений РАО ПВЛРО "Рыжий лес" не представляет риска за пределами зоны отчуждения, загрязненные подземные воды в окрестностях ПВЛРО, по-видимому, будут весьма продолжительное время оставаться потенциальным источником радиационных рисков в ближней зоне ЧАЭС. Уже сейчас перезахоронение РАО из ПВЛРО не приведет к полной реабилитации местности, так существенные количества радионуклидов мигрировали за пределы захоронений и привели к "диффузному" загрязнению гидрогеологической среды. Заслуживает внимания вопрос о долгосрочных рисках от загрязнения подземных вод, выходящих за временные рамки периода административного контроля для хранилищ РАО (т.е. 100-300 лет). Мониторинг и прогнозное моделирование процессов и механизмов дисперсии радионуклидов в подземной среде являются актуальными с точки зрения анализа и планирования долгосрочной стратегии и конкретных мероприятий, направленных на обращение с РАО в ПВЛРО и на реабилитацию загрязненной местности и гидрогеологической среды в ближней зоне ЧАЭС.

Важный предварительный результат представленных выше исследований состоит в том, что существенная доля радиоактивности в ПВЛРО и почвах ближней зоны ЧАЭС в пределах Западного следа выброса, по-видимому, ассоциирована с относительно устойчивыми топливными частицами с матрицей из Zr-U-O. Это означает, что при радиоэкологических прогнозах запасы радионуклидов, потенциально доступных для геомиграции и/или биомиграции, в растворенной и ионообменной форме должны быть скорректированы в сторону уменьшения, и, соответственно, должны быть уточнены феноменологические константы скорости растворения топливных частиц.

Следует отметить, что геологические и гидрогеологические условия "Пилотного участка" являются типичными для первой надпойменной террасы р. Припять в ближней зоне ЧАЭС, где расположены основные ПВЛРО ("Рыжий лес", "Стройбаза", "Станция Янов" и др.), промплощадка ЧАЭС, объект "Укрытие", пункты захоронения радиоактивных отходов

30

(ПЗРО) "Подлесный" и "Комплексный" и другие радиационно-опасные объекты. Поэтому полученные данные и параметры могут быть в той или иной мере экстраполированы на другие важные объекты зоны ЧАЭС и представляют интерес с точки зрения широкого круга гидрогеологических приложений.

1. Джено С.П., Скальский А. С., Бугай Д.А., Марчук В.В., Ватере Р. Воздействие на гидрогеологическую среду основных захоронений радиоактивных отходов в ближней зоне Чернобыльской АЭС // Геологич. журнал. - 1994. - № 4/6. - С. 100-108.

2. Саверський С.Ю., Бугай Д.О., Антропов В.М. та ін. Досвід та перспективи поводження з радіоактивними відходами у зоні відчуження // Бюл. екологіч. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 2001. - № 17. - С. 26-35.

3. Джено С.П., Скальский А.С., Бугай Д.А., Гудзенко В.В., Могильный С.А., Проскура Н.И. Полигонные исследования миграции радионуклидов на участке ПВЛРО "Рыжий лес" // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. - 1995. - № 2. - С. 77-84.

4. Бугай Д.А., Гудзенко В.В., Джено С.П., Скальский А.С. Радионуклиды в грунтовых водах "Рыжего леса" // Экологичес. химия. - 1995. - № 4. - С. 302-307.

5. Джено С.П., Скальский А. С., Бугай Д.А. Радиационный мониторинг подземных вод // Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. - Т. 1: Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины / Под общей ред. О.В. Войцеховича. - К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. - С. 152-196.

6. Бугай Д.А., Девиер Л., Джено С.П. и др. Изучение миграции радионуклидов в геологической среде на экспериментальном полигоне "Пилотный участок" в районе приповерхностного захоронения радиоактивных отходов в ближней зоне ЧАЭС // Водообмен и Чернобыльская авария / Под ред. В.М. Шестопадова. - К.: НАН Украины, 2000. - С. 346-386. - (Серия: "Водообмен в гидрогеологических структурах Украины").

7. Bugai D.A., Dewiere L., Kashparov V.A., Ahamdach N. Strontium-90 transport parameters from source term to aquifer in the Chernobyl Pilot Site // Radioprotection Journal (в печати).

8. Ahamdach K., Stammose D. Separation et caractérisation microscopique des particules de combustible nucléaire présentes dans les sols contaminés de Tchernobyl // CRAS. - 2000. - 330. - P. 415-422.

9. Kuriny V.D., Ivanov, Yu.A., Kashparov V.A., et al. Particle-associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Annals of Nuclear Energy. - 1993. - 20 (6). - P. 415-420.

10. Бугай Д.А., Джено С.П., Скальский А. С. Прогнозы геомиграции, оценки риска и принципы водоохранной деятельности в связи с радиоактивным загрязнением подземных вод в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. - Т. 2: Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии / Под общ. ред. О.В. Войцеховича. - К.: Изд-во "ВИПОЛ", 1998. - С.218-252.

Институт геологических наук НАН Украины, г.Киев

Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, пос. Чабаны, Киевская обл.

Институт ядерной безопасности и защиты, Фонтене-о-Розез, Франция

31

УДК 504.74

А.А. Красницкая, Е.Б. Круглова, В.Я. Малеев

Сравнительный анализ ДНК из печени и селезенки крыс разного возраста и поколений, находившихся в зоне отчуждения ЧАЭС

Методами электрофореза и спектрофотометрического титрования в присутствии красящей метки изучены структурные изменения в молекулах ДНК, выделенных из печени и селезенки 3-, 6- и 12-месячных крыс шестого и 6-месячных крыс седьмого поколений, находившихся в зоне отчуждения ЧАЭС, и в молекулах ДНК из тех же органов контрольных животных. Показано, что образцы ДНК из печени облученных крыс имеют измененную вторичную структуру и различаются по молекулярным массам. В то же время для образцов ДНК, выделенных из селезенки облученных животных тех же возрастов и поколений, не обнаружено значительных изменений в структуре молекул по сравнению с контролем.

В последние годы появляются данные, свидетельствующие о влиянии малых доз ионизирующей радиации различной интенсивности на ДНК, выделенную из различных тканей животных, подвергавшихся облучению [1-3]. Было показано, что ДНК облученных крыс представлена в значительной мере низкомолекулярными фрагментами и олигомерами, а также претерпевает существенные конформационные изменения. Высказывается мнение, что генетические повреждения, инициированные малыми дозами ионизирующей радиации, не являются следствием ее прямого воздействия на ДНК [2].

В связи с аварией на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) появились работы, посвященные изучению влияния малых доз излучений различного качества на ДНК, выделенную из облученных животных, постоянно находившихся в зоне радиационного воздействия [4-7].

Для ДНК, выделенной из печени 3-, 6- и 12-месячных крыс шестого поколения (F6) и 12-месячных крыс четвертого поколения (F4), были обнаружены нарушения первичной и вторичной структур. Наблюдалось понижение величин гипохромного эффекта исследуемых образцов ДНК, изменение форм кривых плавления и спектрофотометрических концентрационных зависимостей при взаимодействии исследуемых ДНК с биологически активным красителем пиронином G(PG), а также изменения в ИК-спектрах исследуемых образцов [5, 7].

Представляло интерес проведение сравнительного анализа эффектов юз- действия специфического облучения животных в условиях ЧАЭС на первичную и вторичную структуру ДНК, выделенных из иммунокомпетентных органов. С этой целью разными методами (электрофорез, спектрофотометрический анализ связывания ДНК с красителями, изучение кривых плавления ДНК при их тепловой денатурации) были проведены сравнительные исследования образцов ДНК, выделенных из клеток печени и селезенки животных разного возраста и поколений, находившихся в 30-километровой зоне радиационного воздействия ЧАЭС. Доза радиации, получаемая экспериментальными животными, является результатом воздействия как фоновой радиации (по внешней γ -компоненте составляющего в среднем 2,22 сГр за время жизни животного), так и условиями их содержания и кормления [8].

Условия эксперимента

При получении ДНК использовали модифицированный детергентный метод [9], сохраняющий максимальный молекулярный вес при достаточной степени очистки от белка, РНК и полисахаридов. Были выделены ДНК из печени и селезенки 3-, 6- и 12-месячных крыс

© А.А. Красницкая, Е.Б. Круглова, В.Я. Малеев

32

шестого поколения и ДНК из печени и селезенки 6-месячных крыс седьмого поколения, находившихся в зоне отчуждения ЧАЭС. В качестве контрольных образцов были использованы ДНК из печени и селезенки животных тех же возрастов, не подвергавшихся облучению.

Значения отношений оптических плотностей A_{260}/A_{280} и A_{260}/A_{230} для этих образцов близки к 2, что свидетельствует о чистоте выделенного препарата. Гипохромный эффект для контрольных образцов ДНК составил 39-40%. Полностью денатурированную ДНК для модельного эксперимента получали из контрольного образца ДНК, предварительно обработанного ультразвуком до порядка 500 пар оснований (п.о.) [10], путем трёхкратного кипячения исходного раствора ДНК с последующим охлаждением при 0 °С.

Электрофорез исследуемых ДНК проводили в 1-процентном агарозном геле (агароза фирмы "Serva"). В качестве электрофорезного буфера использовали трис-боратный буфер (ТВБ) (0,089 М трис-основание; 0,089 М борная кислота; 0,003 М ЭДТА; рН 8,2). Размер кюветы для геля - 9-12-0,5 см³. В качестве маркеров молекулярной массы исследуемой ДНК использовали рестрикт ДНК фага λ -Hind III, предоставленный А.М. Кульбой (БГУ, Минск), дающий следующие позиции маркеров: 23131 (1,5·10⁷ Да), 9419 (6,2·10⁶ Да), 6559 (4,32·10⁶ Да), 4355 (2,87·10⁶ Да), 2322 (1,53·10⁶ Да), 2023 (1,33·10⁶ Да), 564 п.о. (3,72·10⁵ Да) и ДНК фага λ , полоса которой соответствует 48540 п.о. (3,2·10⁷ Да).

Электрофорез проводили при комнатной температуре, напряжении 100 в и токе 9 мА на блок в течение 4,5-6 часов. Гели окрашивали раствором бромистого этидия в воде (С=1

мкг/мл, "Serva"), фотографировали в ультрафиолете через красный светофильтр на пленку ФН 250 и денситометрировали на сканирующем микрофотометре астрономической обсерватории Харьковского национального университета.

Спектрофотометрические измерения проводили в кварцевых кюветах с длиной оптического пути 10 мм на спектрофотометре Spescord M-40 при комнатной температуре. Концентрацию красителя определяли, используя молярное поглощение PG в изобестической точке $\varepsilon_{520} = 4 \cdot 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ см}^{-1}$ [11], а концентрацию ДНК (в молях фосфатов) - по методу Спирина [12]. При получении кривых спектрофотометрического титрования для каждого из рассматриваемых образцов ДНК готовили смеси ДНК-PG в воде или в соответствующем растворе NaCl при больших значениях P/D, где P и D - общие концентрации фосфатов ДНК и красителя, которые использовали в дальнейшем для титрования растворов красителя той же концентрации.

Результаты и обсуждение

Полученные результаты по электрофорезу исследуемых образцов представлены в виде серии денситограмм (зависимостей оптической плотности D от d, где d - расстояние между данной точкой и стартовой линией на электрофоре граммах), отражающих изменения в молекулярных массах рассматриваемых образцов. На приведенных денситограммах мы видим две области основных изменений в молекулярных массах ДНК в интервалах $1 < d < 3$ и $16 < d < 20$, которые идентифицируются нами как высокомолекулярная (ВМ) и низкомолекулярная (НМ) фракции ДНК, соответственно. На денситограмме исследуемой ДНК из печени 3-месячных крыс (рис. 1) наблюдаются пики ВМ и НМ фракций ДНК. Положение пика исследуемой ВМ ДНК совпадает с положением пика контрольной ДНК. Из сравнения с маркерными кривыми следует, что пики ВМ фракций ДНК как контроля, так и исследуемого образца ДНК, смещены относительно пика $1,5 \cdot 10^7$ Да (23131 п.о.)

33

маркера ДНК фага λ -Hind III в сторону больших молекулярных масс и занимают позицию пика ДНК λ с молекулярной массой $3,2 \cdot 10^7$ Да (48540 п.о.). Для ВМ фракций исследуемой ДНК и ДНК-контроля наблюдается уширение пиков по сравнению с пиками маркерных образцов, что связано с большей величиной дисперсии молекулярных масс. Таким образом, в контрольном и исследуемом образцах присутствуют фракции с молекулярными массами более $3,2 \cdot 10^7$ Да и фракции, занимающие положение пика $1,5107$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III. Однако по сравнению с ДНК-контролем в опытной ДНК появляются фракции, занимающие на денситограмме область между пиками фрагментов $6,2 \cdot 10^{76}$ Да и $1,5 \cdot 10^7$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III.

Пик НМ фракции исследуемой ДНК из печени 3-месячных животных смещен в сторону меньшей молекулярной массы относительно пика $3,72 \cdot 10^5$ Да (564 п.о.) маркера ДНК фага λ -Hind III, т.е. ее молекулярная масса меньше этого значения. Заметим также, что количество ДНК в НМ и ВМ фракциях примерно одинаково, что следует из сравнения площадей под кривыми.

На денситограмме исследуемой ДНК из селезенки 3-месячных крыс (рис. 2) наблюдается только пик ВМ ДНК. Положение этого пика совпадает с положением пика контрольной ДНК. Оба этих пика смещены относительно пика $1,5 \cdot 10^7$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III, частично перекрывая его, и пика маркера ДНК фага λ в сторону большей молекулярной массы. Следовательно, ВМ исследуемой и контрольной ДНК содержит фракции с молекулярными массами в пределах $1,5 \cdot 10^7$ Да - $3,2 \cdot 10^7$ Да и фракции с молекулярными массами более $3,2 \cdot 10^7$ Да с максимумом дисперсии молекулярных масс в области больших чем $3,2 \cdot 10^7$ Да. Остальная часть кривой исследуемой ДНК практически совпадает с кривой для ДНК-контроля.

Поскольку на денситограммах образцов ДНК, выделенных из селезенки облученных животных разных возрастов и поколений, не наблюдались НМ фрагменты, далее для этих образцов мы будем приводить только участки денситограмм, соответствующие ВМ ДНК.

Таким образом, сравнение денситограмм исследуемых и контрольных ДНК 3-месячных крыс из печени и селезенки (F6) свидетельствует об отсутствии НМ фракций в

исследуемых образцах из селезенки и о большей гетерогенности по молекулярным массам ВМ ДНК из печени по сравнению с ВМ ДНК из селезенки.

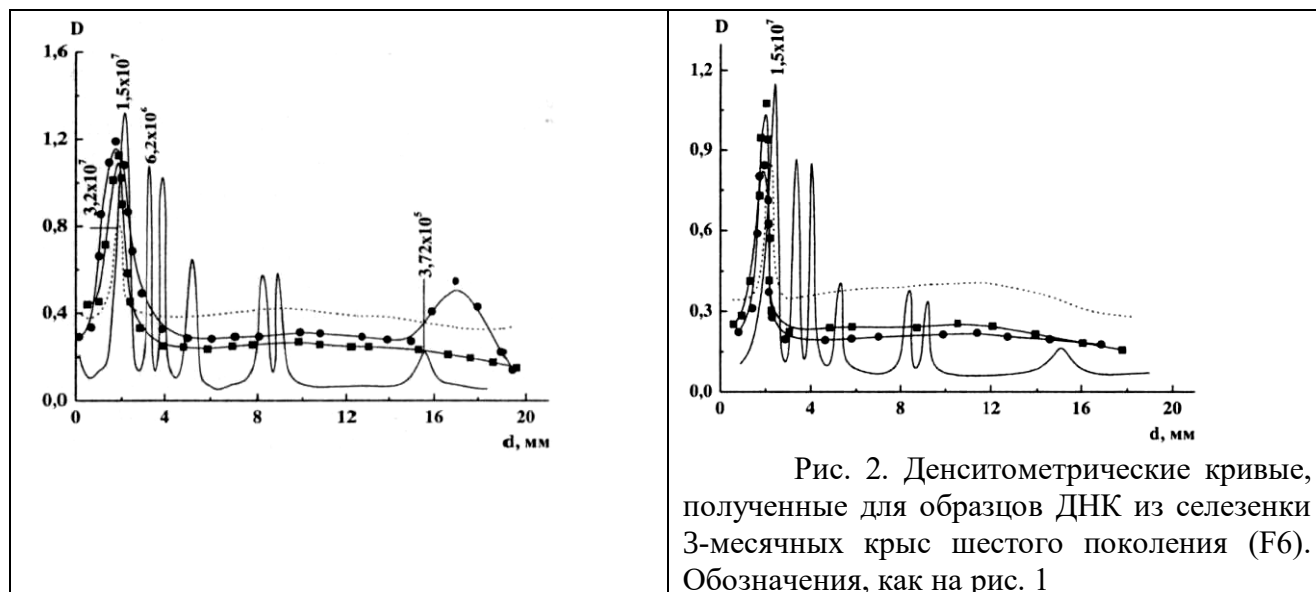
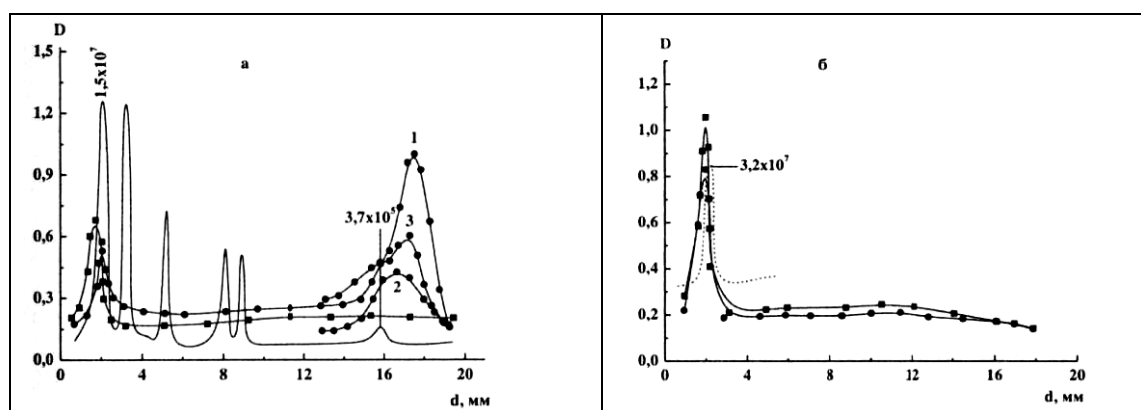


Рис. 1. Денситометрические кривые, полученные для образцов ДНК, выделенной из печени 3-месячных крыс шестого поколения (F6):
 кружки - подвергавшихся радиационному воздействию;
 квадраты - не подвергавшихся радиационному воздействию (контроль);
 сплошная линия - рестриков ДНК фага λ -Hind III;
 пунктирная линия - ДНК фага λ .

34

На денситограмме исследуемой ДНК из печени 6-месячных крыс (рис.3, а, б), также как для ДНК 3-месячных животных, наблюдаются пики ВМ и НМ фракций ДНК. Пик ВМ фракции исследуемой ДНК смещен в сторону меньшей молекулярной массы относительно пика контрольной ДНК, близок по положению к пику фрагмента $1,5 \cdot 10^7$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III (рис. 3, а) и смещен в сторону меньшей молекулярной массы относительно пика ДНК фага λ (рис. 3,б). Следовательно, ВМ фракция исследуемой ДНК имеет молекулярные массы в интервале $1,5 \cdot 10^7$ Да - $3,2 \cdot 10^7$ Да с максимумом дисперсии ближе к $1,5 \cdot 10^7$ Да.





35

На денситограмме НМ фракции исследуемой ДНК из печени 6-месячных животных (рис. 3, а) присутствуют два пика, положение которых относительно пика фрагмента $3,72 \cdot 10^5$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III позволяет заключить, что наряду с наличием фракций с молекулярной массой $3,72 \cdot 10^5$ Да в образце имеются фракции с молекулярными массами менее $3,72 \cdot 10^5$ Да. На денситограмме хорошо видно, что в НМ фракции содержание молекул с меньшей молекулярной массой преобладает и относительное количество НМ фракции значительно больше, чем ВМ фракции ДНК.

Для контрольных образцов ДНК, выделенных из печени и селезенки крыс разных возрастов, наблюдается одинаковая дисперсия по молекулярным массам с близкими к $3,2 \cdot 10^7$ Да значениями максимума поглощения для 3- и 6-месячных крыс и более $3,2 \cdot 10^7$ Да для ДНК из печени 12-месячных животных и ДНК из селезенки крыс всех возрастов. Поэтому полученные результаты по определению значений молекулярных масс для контрольных образцов ДНК из печени и селезенки животных всех возрастов и поколений больше не обсуждаются.

На денситограмме исследуемой ДНК из селезенки 6-месячных крыс (рис. 3, в), также как для 3-месячных животных (рис. 2), позиция пика ВМ ДНК порядка максимума поглощения контрольной ДНК и близка по положению пику маркера ДНК фага λ , уширяясь относительно этого пика в сторону больших молекулярных масс. Следовательно, ВМ фракция исследуемой ДНК содержит ДНК с молекулярными массами $3,2 \cdot 10^7$ и более дальтон.

Таким образом, сравнительный анализ ВМ фракции ДНК из печени и селезенки 6-месячных крыс (F6) показывает, что ВМ фракция исследуемой ДНК из селезенки имеет молекулярную массу значительно большую, чем ВМ фракция исследуемой ДНК из печени.

Сравнение денситограмм исследуемых ДНК из печени 6-месячных животных шестого и седьмого поколений, а также 12-месячных животных того же поколения, показало, что ВМ фракции для этих образцов ДНК мало отличаются по распределению молекулярных масс и сохраняют максимум дисперсии, близкий к $1,5 \cdot 10^7$ Да. Наблюдаемые различия проявляются в основном для НМ фракций ДНК. Так, НМ фракция ДНК из печени 12-месячных животных (рис. 3, а, кривая 2) занимает примерно такое же положение на денситограмме относительно пика $3,72 \cdot 10^5$ Да маркера ДНК фага λ -Hind III, как и соответствующие НМ фракции ДНК из печени 3- (рис. 1) и 6-месячных крыс (рис. 3) того же поколения. Относительное количество этой фракции значительно превышает содержание ВМ ДНК. При сравнении денситограмм НМ фракций ДНК, выделенных из печени 12-месячных крыс (рис. 3, а, кривая 2) и 6-месячных крыс 7-го поколения (рис. 3, а, кривая 3), можно сделать вывод о большей гетерогенности по молекулярным массам НМ фракций ДНК 6-месячных животных (F7). По форме денситометрической кривой (наличие двух пиков) НМ фракция 6-месячных животных седьмого поколения ближе к НМ фракции 6-месячных животных шестого поколения.

Как отмечалось выше, на денситограммах исследуемых образцов ДНК, выделенных из селезенки крыс разных возрастов и поколений, отсутствуют НМ фракции (рис. 2). Можно предположить, что либо в суммарных препаратах ДНК из селезенки количество НМ фракций незначительно, либо НМ фракции представляют собой накопление более мелких фрагментов, не разрешаемых в используемых гелях.

Из сравнения денситограмм ВМ фракций ДНК из селезенки 12-месячных крыс шестого (рис. 4, а) и 6-месячных крыс седьмого (рис. 4, б) поколений видно, что наблюдается тенденция к едва заметному смещению пиков ВМ фракций указанных образцов (относительно пиков контрольной ДНК) в сторону меньших молекулярных масс, и ВМ фракция 6-месячных крыс седьмого поколения имеет максимум дисперсии молекулярных масс, как у ДНК фага λ ($3,2 \cdot 10^7$ Да).

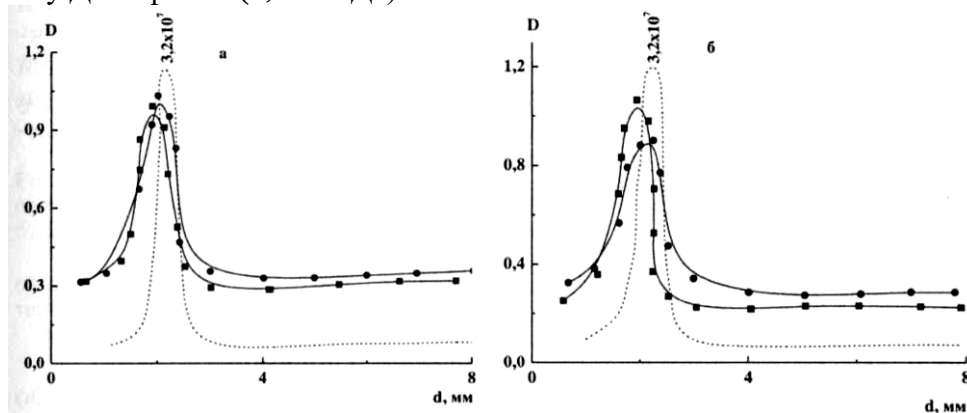


Рис. 4. Фрагменты денситометрических кривых, полученных для высокомолекулярных (ВМ) фракций ДНК, выделенных из селезенки 12-месячных крыс шестого (F6) (а) и 6-месячных крыс седьмого (F7) (б) поколений. Обозначения те же, что и на рис. 1

Таким образом, сравнение денситограмм исследуемых ДНК из печени и селезенки крыс, находившихся в условиях зоны ЧАЭС, свидетельствует о том, что:

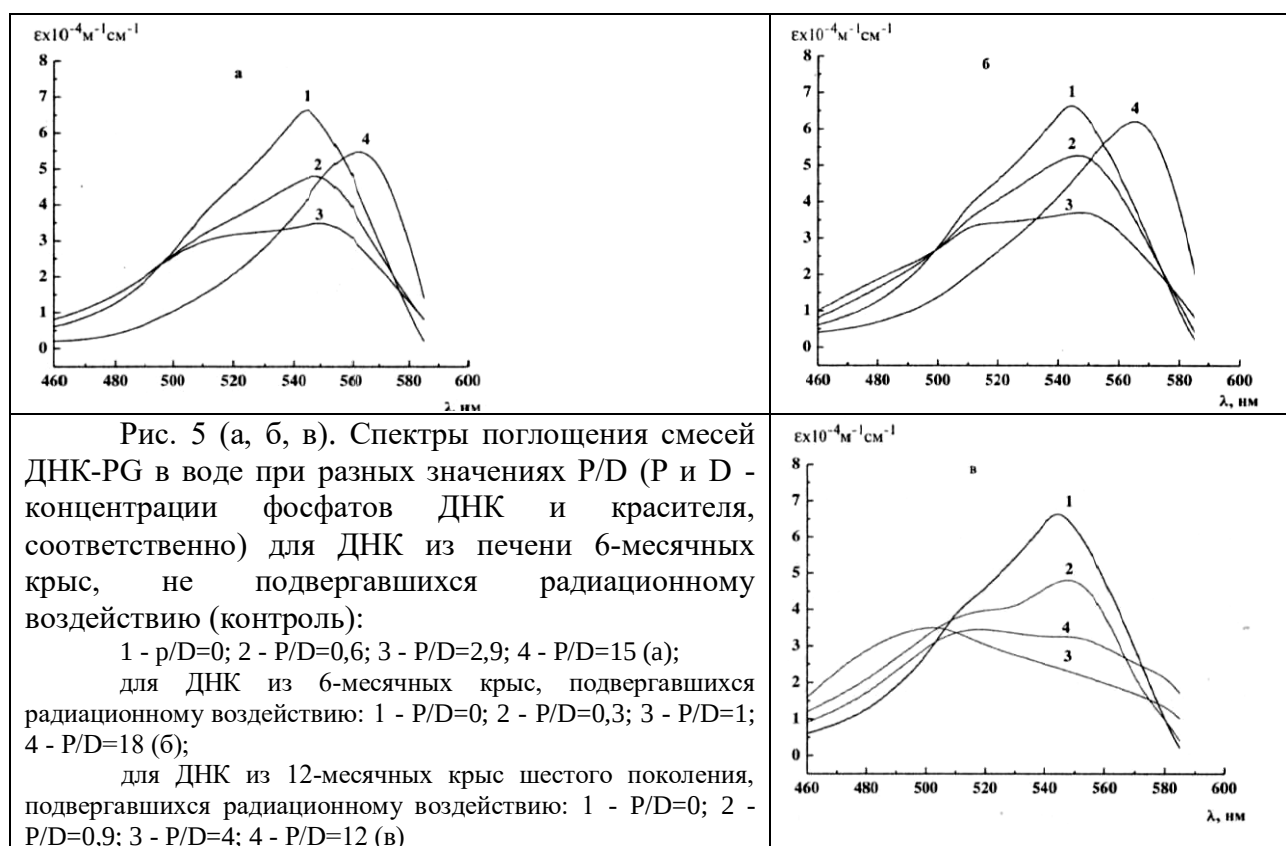
- ВМ фракция ДНК из селезенки 6-месячных животных шестого и седьмого поколений и 12-месячных крыс шестого поколения имеют большую молекулярную массу по сравнению с ВМ фракциями ДНК из печени животных того же возраста и поколений;
- максимум дисперсии для ВМ ДНК из печени 6-, 12-месячных крыс шестого и 6-месячных крыс 7-го поколений наряду со всевозрастающим количеством НМ фракций остается постоянным и близким к $1,5 \cdot 10^7$ Да, а фракции с промежуточными значениями молекулярных масс в интервале $3 < d < 16$ не наблюдаются;
- в суммарных препаратах ДНК из селезенки для всех рассмотренных возрастов и поколений не обнаруживаются НМ фракции;
- наблюдаемые различия в молекулярных массах и относительных количествах НМ фракций для ДНК, выделенных из печени облученных крыс, существенно зависят от возраста и поколения животных.

Наблюдаемые на денситограммах различия в молекулярных массах исследуемых образцов ДНК коррелируют с изменениями в их вторичной структуре, которые мы фиксируем по изменению в связывании исследуемых образцов ДНК с биологически активным красителем пиронином G, чувствительным к информационным изменениям двойной спирали ДНК.

Спектральные характеристики красителя PG чётко дифференцированы для каждого типа комплексов, которые этот краситель может образовывать на матрице ДНК [13]. Поэтому, сравнивая концентрационные спектрофотометрические зависимости (кривые титрования) в широкой области концентраций добавляемых полинуклеотидов или ДНК, можно оценить вклад каждого типа комплексов в суммарное поглощение смесей, который, в свою очередь, зависит от состояния молекул ДНК.

На рис. 5, 6 приведены полученные спектры поглощения и соответствующие спектрофотометрические концентрационные зависимости для исследованных образцов ДНК, выделенных из печени и селезенки облученных крыс двух разных возрастов шестого поколения. Хорошо видно, что спектры смесей ДНК-краситель (рис. 5) существенно зависят от степени повреждения молекул ДНК, а получаемые концентрационные зависимости

наглядно иллюстрируют количественные различия таких изменений в зависимости от P/D , где P и D - концентрации фосфатов ДНК и красителя, соответственно. Длины волн $\lambda=545$ нм и $\lambda=560$ нм, выбранные нами для иллюстрации описанных выше спектральных зависимостей (рис. 6, 7), соответствуют максимуму поглощения свободного красителя и его интеркалированной формы. В таблице приведены величины полученных гипохромных эффектов для каждого из рассмотренных образцов.



Как видно из приведенных рисунков, основные изменения в кривых поглощения с ростом P/D для ДНК, выделенной из печени облученных животных, по сравнению с контрольной ДНК, связаны с увеличением доли агрегированного красителя, что проявляется в резком уменьшении поглощения смесей в области низких значений P/D (рис. 6, а, б, кривые 3). Эти изменения увеличиваются с возрастом облученных животных и, соответственно, с величиной дозы облучения. Для образцов ДНК, выделенных из селезенки тех же животных (рис. 6, кривые 2), описанные изменения в концентрационных зависимостях близки к контролю. Таким образом, можно заключить, что:

- для образцов ДНК, выделенных из двух разных органов облученных животных одного и того же возраста и поколения, наблюдаются четко выраженные различия в поведении кривых спектрофотометрического титрования;

38

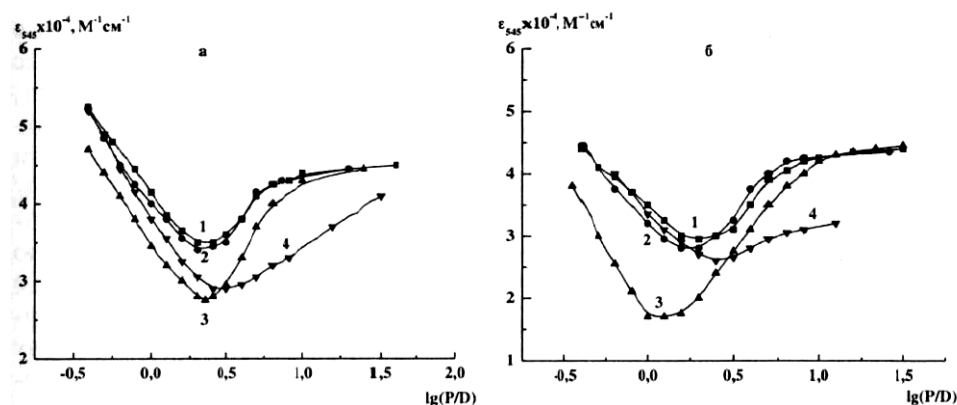


Рис. 6. Концентрационные зависимости поглощения смесей ДНК-PG в воде в максимуме полосы поглощения свободного красителя ($\lambda=545$ нм) для ДНК из печени и селезенки 6-месячных (а) и 12-месячных (б) крыс:

1 - контрольные образцы ДНК из печени и селезенки животных; 2 - ДНК из селезенки облученных животных; 3 - ДНК из печени облученных крыс; 4 - обработанная ультразвуком и термоденатурированная ДНК

- кривые титрования, полученные для образцов ДНК из селезенки облученных животных, близки к контрольным образцам ДНК;

- изменения в величинах гипохромных эффектов, получаемых в процессе плавления ДНК (ее нагрев до расплетения двойной спирали ДНК) (см. табл.), коррелируют с наблюдаемыми различиями в кривых титрования, т.е. чем выше степень расплетения ДНК, тем значительнее изменения в соответствующих кривых титрования.

Тем не менее, следует подчеркнуть, что наблюдаемые изменения в кривых титрования для исследованных ДНК из печени облученных животных нельзя объяснить только увеличением доли расплетенных участков в образцах ДНК. Этот вывод следует из сравнения концентрационных зависимостей для ДНК из печени облученных крыс с такими же зависимостями для модельных образцов ДНК [6] и для низкомолекулярных фрагментов ДНК (НМФ), оставшихся в надосадочной жидкости после осаждения ДНК спиртом и ее извлечения из раствора стандартным способом (рис. 7).

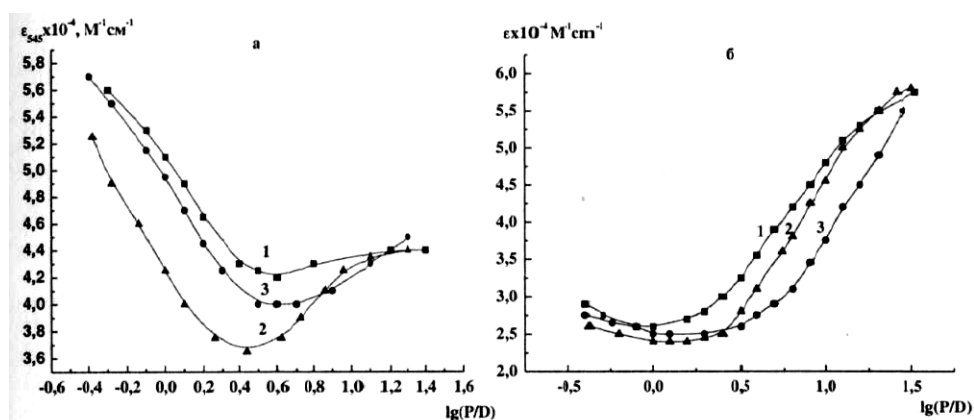


Рис. 7. Концентрационные зависимости поглощения смесей ДНК-PG в $4 \cdot 10^3$ М растворе NaCl в $\lambda=545$ нм (а) и $\lambda=560$ нм (б), полученные для образцов ДНК из печени 6-месячных крыс шестого поколения:

1 - ДНК из контрольных животных; 2 - ДНК из облученных крыс; 3 - НМФ ДНК для того же образца

39

На рис. 7 приведены концентрационные зависимости поглощения смесей ДНК - краситель для образцов ДНК из печени 6-месячных крыс шестого поколения и НМФ ДНК того же образца. Из рис. 7, а следует, что различия между кривыми титрования для ДНК из облученных животных и контрольной ДНК, а также для НМФ ДНК и контролем в области низких значений P/D существенно больше, чем между теми же зависимостями в области высоких значений P/D. В области поглощения интеркалированного красителя (рис. 7, б) эти зависимости имеют обратную тенденцию. Для 3-месячных и 12-месячных животных характер изменений в кривых титрования тот же. Наблюдаемые различия можно объяснить существенным уменьшением доли интеркалированного красителя в смесях НМФ ДНК - PG по сравнению с контролем и образцами ДНК из облученных животных, что свидетельствует о большей степени расплетения НМФ ДНК. Тем не менее, большие величины эффектов, фиксируемые для комплексов ДНК - краситель в области низких значений P/D в случае суммарной ДНК из облученных тканей - никак нельзя связать только с ростом доли расплетенных молекул и/или уменьшением их молекулярной массы. Вероятно, что наблюдаемые эффекты связаны с целым рядом других типов повреждений, возникающих в молекулах ДНК из облученных тканей.

Изменение величин эффектов для исследуемых и контрольных ДНК из разных органов

Величина гипохромного эффекта, %					
	Печень		Селезенка		Печень
Возраст (мес.)	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль	НМФ опыт
3	29,8	39,0-40,0	-	39,0-40,0	17-20
6	27,2	39,0-40,0	39,8	39,0-40,0	9,3
12	12-15	39,0-40,0	35,0	39,0-40,0	-

Существенные различия в пострadiационных изменениях исследуемых нами ДНК, полученных из печени и селезенки облученных крыс, позволяют нам сделать вывод о разном уровне неспецифического влияния целого комплекса неблагоприятных факторов, сопровождающих действие на эти органы ионизирующего излучения в условиях рассмотренного эксперимента в зоне ЧАЭС, наряду с проявлениями их различной радиочувствительности. Полученные ранее данные [14], выявившие значительные неспецифические изменения гепатоцитов, вплоть до их клеточной гибели, согласуются с нашими наблюдениями о значительной деградации исследуемых молекул ДНК из печени по сравнению с ДНК из селезенки, что является результатом интегрального воздействия как радиационно-химических реакций, так и неблагоприятных неспецифических факторов, сопровождающих их.

1. *Радиационная биология. Радиоэкология.* - 1993. - Т. 33, вып. 3 (6). - С. 854-860.
2. *Радиационная биология. Радиоэкология.* - 1994. - Т. 34, вып. 6. - С. 759-762; 739-747.
3. *Радиобиология.* - 1991. - Т. 31, вып. 6. - С. 803-814.
4. *ДАН Украины.* - 1993. - № 4. - С. 149-153.
5. *Радиационная биология. Радиоэкология.* - 1994. - Т. 34, вып. 3. - С. 328-335.
6. *Молекуляр. биология.* - 1995. - Т. 29. - С. 125-134.
7. *Биофизика.* - 1994 - Т. 39, вып. 4. - С. 637-645.
8. *Радиоэкология* - 1991. - Т. 31. - С. 629-634.
9. *Химия и биохимия нуклеиновых кислот* / Под ред. И.Б. Збарского, С.С. Дебова. - Л.-М.: Медицина, 1968. - 429 с.

40

10. *Biopolymers.* - 1987. - V. 26. - P. 1965-1970.
11. *J. Chem. Soc. Faraday Trans.* - 1974. - V. 70. - P. 1334-1342.
12. *Биохимия.* - 1958. - Т. 23. - С. 656-662.
13. *Молекулярная биология.* - 1993. - Т. 27. - С. 655-665.
14. *Радиобиология.* - 1991. - Т. 31, вып. 5. - С. 648-653.

Институт радиофизики и электроники НАН Украины,
ул. Ак. Проскуры 12, 61085, Харьков, kruglova@ire.kharkov.ua

УДК 612.397

[А.В. Паранич], Н.А. Карпенко, М.Ю. Алесина, Т.А. Маришина

Направленность и интенсивность процессов перекисного окисления липидов у животных в условиях действия "чернобыльского" спектра радионуклидов

Изучено состояние процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в различных органах и тканях самцов крыс, получивших при внешнем и внутреннем облучении суммарные поглощенные дозы 0,2, 0,7 и 7,3 сГр за 45 дней. В зависимости от уровня дозовой нагрузки у животных проявлялась тканевая специфичность в интенсивности образования первичных и вторичных продуктов ПОЛ. Выявленные изменения находятся в физиологических пределах и связаны с адаптационными процессами в организме, направленными на сохранение антиокислительного гомеостаза.

Процесс перекисного окисления липидов (ПОЛ), являясь физиологическим механизмом постоянного обновления липидов мембран, чрезвычайно чувствителен к любым воздействиям. В настоящее время доказана ведущая роль активации процессов ПОЛ в цепи патогенетических поражений различных органов и систем организма человека и животных

при длительном влиянии ионизирующего излучения [1-3]. При продолжительном облучении возможна вторичная активация ПОЛ, вызывающая компартиментализацию метаболических процессов и развитие деструктивных изменений в органах и тканях. При этом жизнедеятельность организма на определенном уровне сохраняется ценой деструкции других, менее важных биологических структур, клиническим отражением чего является большой полиморфизм изменений в различных органах и тканях [4, 5]. Вместе с тем сведения литературы о влиянии ионизирующего излучения в малых дозах на состояние ПОЛ весьма противоречивы. Особенно это касается характеристик указанных процессов при внутреннем облучении инкорпорированными радионуклидами.

Задачей данного исследования являлось изучение показателей ПОЛ в различных органах и тканях животных, подвергавшихся хроническому комбинированному воздействию внешнего и внутреннего облучения в малых дозах в условиях зоны отчуждения ЧАЭС.

Материалы и методы исследования. В экспериментах использовали половозрелых крыс самцов популяции Вистар 3-месячного возраста с массой тела 180-200 г в начале опыта. Животных содержали в виварии (г. Чернобыль), где γ -фон находился в пределах 40 мкР/ч. В течение 45 дней крысы получали корм (полученные в зоне отчуждения зерно, рыба, мясо) и питьевую воду, загрязненную радионуклидами (преимущественно ^{137}Cs и ^{90}Sr). С помощью этой воды в трёх группах были сформированы различные уровни радиационной нагрузки: максимальный – Д₁ средний - Д₂ и минимальный - Д₃. Для экспериментальных групп

© А.В. Паранич, Н.А. Карпенко, М.Ю. Алесина, Т.А. Маришина

41

внешний γ -фон в клетках увеличивался благодаря взаимооблучению и равнялся 60110, 35 ± 7 и 25 ± 7 мкР/ч, соответственно. Через 45 дней суммарные поглощенные дозы (ПД) на все тело от внешнего и внутреннего облучения составили: для Д₁ - 7,3, Д₂ - 0,7 и Д₃ - 0,2 сГр. Контрольные животные содержались в виварии г. Киева. Крыс декапитировали, извлекали органы и хранили образцы в жидком азоте до анализа. После криоизмельчения и дефростации тканей готовили 10% гомогенаты на фосфатном буфере (рН 7,4). Содержание первичных продуктов ПОЛ - диеновых (ДК), триеновых (ТК), оксодиеновых (ОДК) и тетраеновых (ТТК) конъюгатов - в гомогенатах тканей исследовали спектрофотометрически. Количество вторичных продуктов - малонового диальдегида (МДА) - оценивали колориметрически. Расчет количества этих соединений проводили по коэффициентам молярной экстинкции [6-8]. Исследования выполнены в образцах тканей икроножной мышцы, сердца, почек, легких, печени, мозга, селезенки, семенников, а также в сыворотке крови. Полученные результаты обрабатывали статистически с помощью критерия *t* Стьюдента.

Результаты исследования и обсуждение. При исследовании содержания ДК в тканях облученных животных было установлено (табл. 1), что при наименьшей дозе (Д₃) их уровень достоверно повышен в сердце, скелетной мышце и почках; при средней (Д₂) - в сердце и семенниках; а в группе с самой высокой дозой (Д₁) - в почках и крови. Можно предположить, что высокий уровень ДК в крови и почках при самой высокой ПД (7,3 сГр) и практически неизменном содержании в других тканях обусловлен усилением процессов элиминации этих продуктов из тканей и удаления через почки. Полученные данные свидетельствуют о том, что в разных тканях проявляется специфическая реакция на лучевое воздействие в зависимости от его интенсивности. Это связано, по-видимому, с особенностями распределения радионуклидов, химическим составом липидов тканей, а также системной физиологической реакцией, что подтверждается данными Н.И. Моисеенко [9].

Таблица 1. Содержание диеновых конъюгатов в тканях крыс, мкмоль/г ткани

Ткань	Контроль	Д ₁	Д ₂	Д ₃
Кровь	0,055 $\pm$ 0,009	0,173 $\pm$ 0,013*	0,050 $\pm$ 0,010	0,040 $\pm$ 0,010
Мышцы	0,141 $\pm$ 0,040	0,140 $\pm$ 0,030	0,190 $\pm$ 0,020	0,260 $\pm$ 0,040*
Сердце	0,116 $\pm$ 0,023	0,160 $\pm$ 0,020	0,210 $\pm$ 0,020*	0,230 $\pm$ 0,030*
Почки	0,210 $\pm$ 0,018	0,310 $\pm$ 0,020*	0,200 $\pm$ 0,050	0,320 $\pm$ 0,030*

Легкие	0,172±0,018	0,300±0,080	0,150±0,010	0,170±0,020
Печень	0,149±0,037	0,190±0,030	0,150±0,008	0,320±0,130
Мозг	0,258±0,034	0,198±0,038	0,260±0,040	0,340±0,030
Селезенка	0,148±0,052	0,170±0,050	0,110±0,010	0,180±0,010
Семенники	0,052±0,008	0,066±0,009	0,130±0,020	0,090±0,020

** достоверные различия с контролем*

ТК, являющиеся производными полиненасыщенных жирных кислот с тремя сопряжёнными двойными связями, обладают выраженной биологической активностью и относятся к гуморальным веществам. В эту группу входят тромбоксаны, лейкотриены и др. Предшественниками для их целевого синтеза являются гидроперекиси полиненасыщенных жирных кислот. Т.е. начальный этап трансформации жирных кислот такой же, как и процесс ПОЛ. Наши исследования показали (табл. 2), что при минимальной дозе облучения (Д₃) концентрация ТК в крови падает, а в печени, сердце и мышцах - увеличивается.

42

В условиях формирования Д₂ в сердце еще сохраняется повышенный уровень ТК, но наблюдается резкое падение их содержания в печени, почках, легких, селезенке и крови. При максимальной радиационной нагрузке имеет место снижение содержания ТК в мозге, почках, селезенке и легких. Сопоставление полученных результатов позволяет предположить, что в условиях комбинированного облучения различной интенсивности проявляются тканевые особенности переключения в системе синтеза гуморальных соединений. Общая тенденция этого процесса (наблюдаемая в большинстве органов) заключается в снижении образования ТК, что может сказываться на проницаемости сосудов данных органов и, вероятно, на интенсивности обменных процессов в них.

Таблица 2. Содержание триеновых конъюгатов в тканях крыс, мкмоль/г ткани

Ткань	Контроль	Д ₁	Д ₂	Д ₃
Кровь	0,016±0,001	0,019±0,003	0,010±0,002	0,010±0,002*
Мышцы	0,060±0,011	0,060±0,008	0,090±0,010	0,160±0,030*
Сердце	0,052±0,012	0,060±0,004	0,090±0,010*	0,120±0,010*
Почки	0,166±0,016	0,080±0,020*	0,080±0,010*	0,190±0,010
Легкие	0,098±0,009	0,060±0,010*	0,060±0,010*	0,100±0,008
Печень	0,079±0,024	0,079±0,015	0,020±0,006*	0,200±0,080
Мозг	0,182±0,018	0,040±0,004*	0,140±0,030	0,180±0,010
Селезенка	0,109±0,040	0,038±0,011*	0,040±0,008*	0,100±0,010
Семенники	0,042±0,008	0,036±0,006	0,050±0,006	0,040±0,003

** достоверные различия с контролем*

ОДК образуются в результате окислительной деструкции полиненасыщенных жирных кислот, в молекуле которых имеется кислород внекарбоксильной группы (перекиси, спирты, кетоны, альдегиды) и система двух сопряженных двойных связей. Эти вещества являются продуктами внутримолекулярных перестроек в окисленных жирных кислотах. В дальнейшем, при деструкции происходит образование свободно-радикальных центров и токсических соединений. Обладая высокой химической активностью, они могут вступать в реакции с различными компонентами мембран и тем самым нарушать их функцию.

При самом низком и среднем уровнях дозовой нагрузки (Д₃ и Д₂) обнаружено значительное повышение содержания ОДК только в сердце и мышцах (табл. 3). У группы животных, подвергавшихся облучению в дозе Д₂, выявлено снижение количества этих соединений в почках, легких, печени, мозге и селезенке; в крови и семенниках: уровень ОДК не изменялся. При наибольшей дозе (Д₁) тенденция к уменьшению содержания ОДК

Таблица 3. Содержание оксодиеновых конъюгатов в тканях крыс, мкмоль/г ткани

Ткань	Контроль	Д ₁	Д ₂	Д ₃
Кровь	0,028±0,004	0,035±0,006	0,021±0,004	0,020±0,004
Мышцы	0,108±0,014	0,145±0,022	0,200±0,010*	0,220±0,020*
Сердце	0,057±0,025	0,105±0,009	0,200±0,020*	0,250±0,030*
Почки	0,311±0,043	0,160±0,030*	0,180±0,020*	0,380±0,030
Легкие	0,203±0,023	0,100±0,010*	0,130±0,010*	0,190±0,020
Печень	0,182±0,046	0,156±0,024	0,050±0,010*	0,440±0,160
Мозг	0,342±0,038	0,040±0,008*	0,160±0,003*	0,380±0,030
Селезенка	0,222±0,064	0,118±0,039	0,080±0,010*	0,200±0,020
Семенники	0,075±0,012	0,054±0,015	0,080±0,010	0,083±0,018

* достоверные различия с контролем

43

во всех тканях сохраняется, но статистически достоверные изменения наблюдаются только в мозге, легких и почках. Учитывая относительную стабильность данного показателя ПОЛ в крови, можно предположить, что в большинстве тканей замедляется образование ОДК, но не усиливается их выведение.

ТТК, как и ТК, являются высокоактивными производными ненасыщенных жирных кислот - продуктами целевого синтеза. Проведенные исследования (табл. 4) позволили установить, что при самой низкой дозе облучения (Д₃) увеличивается содержание ТТК в мышце и сердце при неизменном их уровне в остальных тканях. В группе Д₂ еще сохраняется повышенное содержание ТТК в мышце, но уже снижается в сердце. В печени, мозге, селезенке и почках их уровень меньше, чем в контроле. В условиях максимальной радиационной нагрузки (группа Д₁) тенденция к снижению образования ТТК охватывает практически весь организм (достоверное снижение наблюдается в мозге, почках, селезенке, легких). Повышение же концентрации в крови свидетельствует об активизации переноса ТТК во всем организме. В целом же при данном сроке действия изучаемых факторов внутренних резервов адаптации достаточно для контроля над начальными стадиями ПОЛ.

Таблица 4. Содержание тетраеновых конъюгатов в тканях крыс, мкмоль/г ткани

Ткань	Контроль	Д ₁	Д ₂	Д ₃
Кровь	0,37±0,03	0,58±0,08*	0,38±0,08	0,44±0,07
Мышцы	1,69±0,44	2,20±0,18	3,96±0,84*	4,72±0,72*
Сердце	2,60±0,53	1,94±0,32	3,56±0,62	4,53±0,66*
Почки	7,05±0,59	2,84±0,90*	4,06±0,66*	8,24±0,56
Легкие	4,16±0,67	1,95±0,54*	3,00±0,3*	4,63±0,74
Печень	3,43±0,16	2,93±0,56	0,60±0,12*	2,65±0,57
Мозг	7,86±0,78	1,50±0,16*	3,20±0,54*	10,20±1,04
Селезенка	4,50±0,65	1,26±0,27*	1,66±0,52*	4,66±0,49
Семенники	1,60±0,32	1,14±0,30	1,85±0,30	2,05±0,40

* достоверные различия с контролем

Изучение интенсивности и направленности процессов ПОЛ предопределяет количественную оценку образования вторичных продуктов, обладающих токсическим действием. Ими являются вещества, реагирующие с тиобарбитуровой кислотой и обозначаемые МДА. В диапазоне изучаемых нами дозовых нагрузок уровень МДА изменялся в органах и тканях в зависимости от величины ПД. Так, при дозе 0,2 сГр обнаружено достоверное увеличение содержания этого продукта в почках на фоне одновременного снижения в мозге и селезенке (табл. 5). Вероятно, в этих условиях

усиливается выведение МДА из организма через почки и легкие (в которых также наблюдалось некоторое повышение этого показателя). Повышение ПД до 0,7 сГр сопровождалось подъемом уровня МДА в мышцах и печени и параллельным снижением в почках. Такая ситуация (при отсутствии изменений в интенсивности образования первичных продуктов ПОЛ, см. табл. 1-3) указывает на то, что основная нагрузка по детоксикации МДА переключается с почек на печень. У животных, получивших самую высокую ПД - 7,7 сГр - обнаружено достаточно выраженное увеличение содержания МДА в селезенке (вероятно, из-за усиления распада эритроцитов и высвобождения ионов железа - катализаторов ПОЛ) и четкое снижение в мозге, сердце и семенниках.

44

Таблица 54. Содержание МДА в тканях крыс, мкмоль/г ткани

Ткань	Контроль	Д ₁	Д ₂	Д ₃
Кровь	0,12±0,03	0,14±0,04	0,16±0,03	0,11±0,02
Мышцы	0,70±0,18	0,50±0,08	2,16±0,39*	0,98±0,15
Сердце	1,46±0,30	0,75±0,04*	1,64±0,44	0,87±0,12
Почки	1,28±0,22	1,48±0,38	0,53±0,06*	2,24±0,20*
Легкие	1,56±0,27	2,58±0,65	1,59±0,26	2,22±0,22
Печень	0,60±0,22	0,34±0,05	1,91±0,48*	0,66±0,27
Мозг	2,10±0,21	0,49±0,12*	1,47±0,22	0,78±0,24*
Селезенка	2,00±0,52	3,71±0,16*	1,08±0,14	0,73±0,24*
Семенники	0,85±0,26	0,27±0,06*	1,49±0,62	0,82±0,12

* достоверные различия с контролем

Опасность длительного радиационного воздействия низкой интенсивности заключается, главным образом, в истощении резервных возможностей системы эндогенной антиоксидантной защиты и снижении устойчивости мембран к стрессорным воздействиям [10, 11]. Поэтому очень важна оценка состояния изученных этапов ПОЛ в пределах модулируемых радиационных нагрузок. Проведенные исследования показали, что для животных, пребывающих в условиях внешнего и внутреннего облучения в течение 1,5 месяцев, радиационные воздействия в диапазоне ПД от 0,2 до 7,3 сГр не являются запредельными. При этом существенное изменение синтеза биологически активных соединений характеризуется тканевой специфичностью и свидетельствует о напряжении адаптационных механизмов различных уровней, в результате чего процессы ПОЛ удерживаются в физиологических пределах.

1. Барабой В.А. Изменения биофизических и биохимических показателей жизненно важных систем организма. Изменения показателей функции эндокринной системы // Чернобыльская катастрофа. - К.: Наук, думка, 1995. - С. 263-267.

2. Серкиз Я.И., Пинчук В.Г., Пинчук Л.Б. и др. Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Наук, думка, 1992. - 172 с.

3. Сидорик Е.П., Дружина Н.А., Бурлака А.П. и др. Современные подходы к профилактике радиационных патогенетических нарушений в организме в связи с аварией на Чернобыльской АЭС на основе концепции о ведущей роли радикальных форм кислорода в формировании повреждений // Сб. докл. междунар. науч. конф. "Чернобыль-94". - 1996. - Т. 2. - С. 203-214.

4. Ромоданов А.П. Післярадіаційна енцефалопатія: експериментальні дослідження та клінічні спостереження / За ред. А.П. Ромоданова. - К.: Укр. НДІ нейрохірургії, 1993. - С. 5-18.

5. Овсянникова Л.М., Алехина С.М., Протас А.М. и др. Окислительный гомеостаз у лиц, подвергшихся радионуклидному воздействию в связи с аварией на ЧАЭС // Тез. докл. радиобиол. съезда, Киев, 20-25 сент. 1993 г. - К.: Наук, думка, 1993. - Ч. 3. - С. 921-922.

6. Бюл. эксперим. биологии и медицины. - 1993. - № 10. - С. 402-405.

7. Радиобиология. - 1992. - Т. 32, вып. 5. - С. 743-749.

8. Biophysics. - Vol. 41, № 2. - P. 515 - 517.

9. Мойсєєнко М.І. Дозові навантаження від інкорпорованих радіонуклідів та порушення процесів перекисного окислення ліпідів у тварин: Автореф. докт. дис. - К., 1997. - 46 с.

10. Барабой В.А., Брехман И.И., Голотин В.Г., Кудряшов Ю.И. Перекисное окисление и стресс. - СПб.: Наука, 1992. - 148 с.

11. Барабой В.А. Механизмы стресса и перекисное окисление липидов // Успехи совр. биологии. - 1991. - Т. 11. - № 6. - С. 923-931.

Харьковский национальный университет им. В.Н. Каразина, г. Харьков, пл. Свободы, 4
Чернобыльский Радиоэкологический центр, г. Чернобыль, ул. Школьная, 6

45

УДК 621.039.58

А.П. Криницын, И.Я. Симановская, О.Л. Стрихарь
**К вопросу о макрокомпонентном и радионуклидном составех вод
объекта "Укрытие"**

В работе представлены результаты исследования процессов, определяющих механизмы формирования состава воды в помещениях 4-го блока. Одновременно обсуждается предлагаемая авторами работы [1] интерпретация экспериментальных данных по химическому, радионуклидному и элементному составам внутриблочных вод.

В работе [1] представлены данные по радионуклидному, макро- и микрокомпонентному составам вод объекта "Укрытие" и на основании полученных результатов обсуждаются основные факторы формирования внутриблочных вод и механизмы их взаимодействия с топливосодержащими материалами (ТСМ).

Практическая ценность и актуальность выполненных исследований не вызывает сомнений, однако при обсуждении полученных результатов были сделаны недостаточно обоснованные и в ряде случаев ошибочные выводы. Вызывает также некоторое недоумение приписывание авторам работы [2] приоритета в обнаружении и изучении так называемых "жёлтых пятен", так как эти новообразования были детально исследованы еще в 1989-1990 гг. другими специалистами [3].

Целью настоящей работы было показать основные факторы, влияющие на формирование радионуклидного, элементного и химического составов блочных вод как по экспериментальным данным работы [1], так и по результатам дополнительных исследований.

Приведенные в табл. 1-3 экспериментальные данные представляют практический интерес, однако, необходимо отметить, что они не верифицированы, вследствие чего наблюдаются ошибки. Так, например, из табл. 2 следует, что концентрации железа в блочных водах не превышают 100 мкг/л (за исключением пробы, отобранной 22.07.95 в точке 10). Эти данные не согласуются с представленными в той же работе [1] результатами рентгенофлуоресцентного анализа (табл. 3) и данными систематического контроля элементного состава блочных вод (табл. 1 [4]).

Результаты определения кремния, представленные в табл. 2 [1], в 1000 раз отличаются от значений, приведенных в тексте на стр. 127.

Сокращение н.о. (не обнаружено) используется некорректно - так из табл. 2 на стр. 124 следует, что плутоний в пробах, отобранных в точках 6, 27, 16, 9, 8, 24, 20, 26, не обнаружен. В действительности, концентрация плутония в этих пробах составляет 10-900 Бк/л. Из данных по радионуклидному составу пробы, отобранной в точке 31, можно сделать ошибочный вывод о том, что внутри блока имеются скопления "чистых" урановых растворов, не содержащих радионуклидов. Кроме того, в примечании к табл. 2 отсутствует описание местоположения этой точки. Вызывают сомнения и результаты определения вольфрама и гадолиния рентгенофлуоресцентным методом (табл. 3). Возможно, полученные при этих измерениях аномальные концентрации вольфрама в точках 20, 24, 27 и гадолиния в точке 14 объясняются близостью аналитических линий вольфрама (8,305, 9,670 кэВ) и цинка (8,639, 8,616, 9,570 кэВ), гадолиния (6,058, 6,713 кэВ) и железа (6,404, 6,391 кэВ).

© А.П. Криницын, И.Я. Симановская, О.Л. Стрихарь

46

При недостаточном разрешении применяемого детектора и высокой концентрации цинка и железа в указанных точках, что следует из приведенной табл. 1 (результаты получены на

основании длительных измерений), это могло послужить причиной ошибочной идентификации спектров характеристического рентгеновского излучения.

Таблица 1. Средние концентрации металлов в водах объекта "Укрытие" [4]

Точка пробоотбора	Концентрация элемента, мг/л					
	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	Gd
13	0,42	0,11	н/о	2,10	0,02	н/о
14	6,0	0,03	0,03	0,53	0,8	н/о
20	0,42	0,06	0,25	0,20	0,04	н/о
27	1,7	0,04	0,10	0,30	0,19	н/о

Несмотря на имеющиеся ошибки, представленные в работе [1] данные могли бы объяснить некоторые процессы, в той или иной степени влияющие на безопасность объекта "Укрытие".

К сожалению, при обсуждении полученных результатов авторы работы [1] сделали ряд принципиальных ошибок.

1. Представленные результаты не позволяют сделать вывод о достоверности рентгенофлуоресцентных измерений, так как в статье отсутствует информация о погрешностях сопоставляемых методов. Процедура сравнения результатов различных методов требует наличия следующих статистических параметров: среднее значение, дисперсия и число параллельных определений [5]. Кроме того, как уже было отмечено, результаты определения железа различными методами значительно отличаются друг от друга.

Несомненно, что рентгенофлуоресцентный метод является весьма перспективным для исследования состава внутриблочных вод, однако его использование возможно лишь после разработки и проверки методики выполнения измерений (МВИ).

2. Химический состав внутриблочных вод определяется процессами взаимодействия воды с конструкционным и пластифицированным бетоном, а не соединениями, входящими в состав пылеподавляющих растворов.

В настоящее время в системе пылеподавления (СПП) применяются специальные растворы, состав которых представлен в табл. 2.

Таблица 2. Состав пылеподавляющих растворов

Компоненты пылеподавляющего раствора	Концентрация компонента, г/л	
	Аккумулирующий	Локализирующий
ОП-7 (ПАВ)	5,0	5,0
Глицерин	5,0	5,0
Силоксан-акрилатная эмульсия	30	60
Щавелевая кислота	-	5,0
Олеиновая кислота	6,0	-
Радомин-Ж	0,1	0,1
Этиловый спирт	5,0	-

Представленные данные показывают, что в составе пылеподавляющих растворов отсутствуют компоненты, содержащие ионы натрия или калия (ОП-7 является неионогенным ПАВ [6]), кроме того эти растворы имеют слабокислую или нейтральную

реакцию и, следовательно, не могут определять калий-натриевую специализацию и высокую щелочность внутриблочных вод. Очевидно, что и содержание фосфатов, сульфатов и хлоридов в блочных водах не может быть связано с пылеподавляющими растворами.

Следует также отметить, что за год через СПП в подкровельное пространство поступает не более 10 т пылеподавляющих веществ, но никак не сотни тонн.

В то же время сооружение объекта "Укрытие" включает в себя около 1,5 млн. тонн бетона и бетонных конструкций, в состав которых входят соединения калия, натрия, кальция, железа, кремния, карбонаты и другие компоненты (табл. 3).

Таблица 3. Химический состав бетона

Элемент	Массовая доля элемента, %	
	Бетон строительный	Бетон строительный (АЭС)
Кремний	37,4	35,0
Алюминий	3,8	4,7
Железо	1,6	1,2
Магний	0,2	0,4
Кальций	4,9	7,7
Натрий	1,8	2,0
Калий	1,4	1,3

Проникающие в помещения 4-го блока атмосферные осадки контактируют в основном со старыми бетонными конструкциями и залитым в процессе строительства объекта "Укрытие" пластифицированным бетоном. Проведенные эксперименты по кинетике выщелачивания растворимых компонентов из реальных образцов бетона показали, что даже в статических условиях концентрации карбонат-бикарбонат-ионов и pH достигают значений, характерных для блочных вод при времени контакта от 5 до 30 суток (табл. 4).

Таблица 4. Кинетика выщелачивания компонентов пластифицированного бетона (вес исходного образца бетона 43 г, объём раствора 100 мл, температура $+18 \pm 2$ °C)

Время контакта, сут.	pH	Концентрация карбонат-иона	Концентрация бикарбонат-иона
0	6,3	н/д*	н/д
5	9,9	н/д	н/д
30	9,9	90	600
60	10,0	н/д	н/д
87	10,0	20	700

*н/д – нет данных

3. Имеющиеся в настоящее время данные показывают, что окислительно-восстановительный потенциал (Eh) блочных вод не зависит от концентрации урана и практически не отличается от потенциала грунтовых вод промплощадки объекта "Укрытие", концентрация урана в которых не превышает кларковых значений. Это свидетельствует о том, что восстановительные свойства блочных вод никак не связаны с растворением диоксида урана.

4. Наиболее существенными ошибками авторов работы [1] являются выводы о том, что "химическое воздействие внутриблочных вод должно приводить к избирательному выщелачиванию урана и кремния" из ТСМ и что "материалы железобетонных строительных конструкций будут достаточно химически устойчивы".

Результаты экспериментальных исследований [7] показали, что химическая устойчивость лавообразных ТСМ сопоставима с устойчивостью остеклованных ВАО на основе боросиликатного стекла ($5 \cdot 10^{-4}$ г/м² сут.), а макрохимический состав блочных вод (калий, натрий, ЩЗМ, pH, карбонаты, бикарбонаты, силикаты и др.) формируется в результате взаимодействия атмосферных осадков с конструкционным и пластифицированным бетоном.

1. Ходоровский М.С., Абрамис А.Я., Синицын В.А. и др. Макрокомпонентный и радионуклидный состав вод объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження - К. Наук, думка, 1996. - Вип. 4. - С. 120-130.

2. Вишневский А.С., Кузьмина И.Е., Ткач В.Н. и др. Экспериментальное исследование новообразований объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. - К.: Наук. думка, 1996. - Вип. 3. - С. 215-223.

3. Боровой А.А., Чечеров К.П., Пазухин Э.М. и др. Радиационное состояние объекта "Укрытие" // Отчёт КЭ при ИАЭ им.В.Курчатова, Инв. № 11.07/146. - Чернобыль, 1991.

4. Богатов С.А., Криницын А.П., Симановская И.Я., Стрихарь О.Л. и др. Контроль за процессами перераспределения ядерного топлива и продуктов его деления в ОУ под влиянием природных физико-химических факторов // Отчёт МНТЦ "Укрытие" НАН Украины, Арх. № 3734. - Чернобыль, 1997.

5. Орлов А.Г. О сравнении экспериментальных данных двух литературных источников статистическими методами // Зав. Лаб. - 1978. - Т. 44. - № 7. - С. 852-854.

6. Городинский С.М., Гольдштейн Д. С. Дезактивация полимерных материалов. - М.: Энергоатомиздат, 1981. - 247 с.

7. Krinitsyn A.P., Simanovskaya I.Ya., Strikhar O.L. Action of Water on Construction and Fuel-containing Materials in the Facilities of the Chernobyl Sarcophagus // Radiochemistry. - 1998. - Vol. 40. - № 3. - P. 287-297.

Межотраслевой научно-технический центр "Укрытие" НАН Украины

УДК 504.064

О.О. Бондаренко, Б.Б. Арясов

Стохастично-імітаційні підходи до оцінки можливих доз від ТУЕ в зоні відчуження

Радіаційна безпека не може бути повною, ґрунтуючись лише на неперевищенні середнього (або медіанного) значення дози в популяції. На практиці часто вводять коефіцієнти запасу для цих значень, що, проте, не знімає питання про обґрунтування цих коефіцієнтів. Підхід, що ґрунтується на імітаційно-стохастичному моделюванні, дозволяє коректно обґрунтувати встановлення контрольного рівня (КР), виходячи з принципу неперевищення головних дозових меж для кожного індивідуума. Під час розгляду окремого дозового фактора замість головної дозової межі береться його дозова квота. Для даного дозового розподілу за КР приймається така доза D_k , перевищені значення якої отримують (формально) менше однієї людини.

© О.О. Бондаренко, Б.Б. Арясов

49

У даній роботі подано оцінки інгаляційної дози від вторинного вітрового піднімання та пероральної дози, що враховує надходження до організму біологічно рухливих форм через кореневу систему та поверхневе забруднення продуктів харчування. Наведено відношення інгаляційної та пероральної доз та оцінка сумарні дози. Оцінки доз проводились за допомогою стохастичного імітаційного моделювання. Розповіли доз моделювались на основі натурних даних.

Як приклад розглядалася популяція у 1000 осіб, що мешкають у зоні відчуження із щільністю забруднення $3700 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$. Хоча медіана отриманого розподілу сумарної дози складає $0,47 \text{ мкЗв}$ (що вдвічі менше дозової квоти плутонію - 1 мкЗв (0,1%)), значення D_k , розраховане для цієї популяції, становить $0,69 \text{ мЗв}$, що істотно вище рівня дозової квоти плутонію.

Вступ

Важливим практичним застосуванням існуючих дозових меж є питання встановлення контрольних рівнів (КР) для забезпечення радіаційного захисту. Згідно з новою редакцією норм радіаційної безпеки (НРБ-97) України [1, 2] КР встановлюються з метою фіксації досягнутого рівня радіаційної безпеки у даному населеному пункті, радіаційно-ядерному об'єкті або навколишньому середовищі [2]. У даній роботі запропонована процедура обґрунтування КР на основі реальної форми розподілу доз населення конкретної території або населеного пункту. В свою чергу, ці розподіли доз можна отримати на основі імітаційно-стохастичного моделювання процесів формування доз.

Стохастичний характер формування доз внутрішнього і зовнішнього опромінення зумовлений флуктуаціями зовнішніх дозових факторів (наприклад, потужність дози, концентрація аерозолів, захисні заходи тощо) та індивідуальними особливостями (наприклад, вага, вік, режимний коефіцієнт тощо). В результаті це призводить до більш-менш широкого розподілу доз населення та професіоналів в ідентичних умовах. Цей розподіл також включає інструментальну (і/або розрахункову) точність застосовуваних методів.

При встановленні КР традиційно використовується детерміністичний підхід, що ґрунтується на неперевищенні середньої дози над КР. Додатково можна ввести коефіцієнт запасу, на який ділиться КР, щоб забезпечити якомога більш низьку ймовірність перевищення КР. Істотним недоліком такого підходу є невизначеність величини ймовірності перевищення КР.

Важлива практична вимога до КР - його прийнятність, виходячи з економічних критеріїв, а саме - з принципу оптимізації (ALARA) [2]. Згідно з цим принципом, рівні індивідуальних доз і/або кількість опромінених людей стосовно кожного джерела опромінення повинні бути настільки низькими, наскільки цього можна досягти з урахуванням економічних та соціальних факторів. Звичайно, можна задатися дуже низьким КР, який забезпечить неперевищення межі доз за будь-яких можливих обставин. Проте на практиці це означатиме такі фінансові внески, які економічно та соціально не виправдовуються.

Згідно з концепцією Чорнобильської зони відчуження [3] "...головною метою діяльності в Зоні, спрямованої на ліквідацію наслідків Чорнобильської аварії, є мінімізація екологічної небезпеки Зони, перетворення її в екологічно безпечну для населення України на всіх етапах її утримання". В концепції пропонується введення буферної зони - території з невисокою щільністю забруднення і з перспективою повернення у народногосподарський оборот у найближчі десятиріччя. Таким чином, виникає питання, пов'язане з дозами

50

опромінення населення зони відчуження у випадку постійного проживання, тим більше, що майже 1000 мешканців продовжують проживати у південній частині 30-км зони з 1986 р.

У даній роботі моделюються потенційні дози опромінення населення зони від ізотопів плутонію. За допомогою імітаційно-стохастичної моделі будується розподіл доз населення за основними шляхами надходження. Пропонується підхід щодо обґрунтування КР з використанням отриманого розподілу доз.

Оцінки доз від $^{239,240}\text{Pu}$ для мешканців 30-км зони

Головні шляхи надходження радіонуклідів в організм людини:

- 1) пероральне надходження біологічно рухливих форм через кореневу систему;
- 2) пероральне надходження від поверхневого забруднення продуктів харчування;
- 3) інгаляційне надходження первинних випадінь;
- 4) інгаляційне надходження в результаті вторинного вітрового піднімання (пилення).

В даній роботі подані оцінки інгаляційної дози від вторинного вітрового піднімання та пероральної дози, що враховує перший і другий шляхи надходження до організму. Також наведені відношення цих доз і оцінка сумарної дози.

Оцінки доз здійснювались за допомогою стохастично-імітаційного моделювання. Розподіли доз моделювались на основі натурних даних. У розрахунках за детерміністичною моделлю дозоутворення використовується тільки одне значення величини, яке не дозволяє судити про розподіл доз. Це, в свою чергу, не дозволяє проводити оцінку дозового контрольного рівня.

Формування пероральної дози від $^{239,240}\text{Pu}$

Спрощений ланцюжок перорального надходження ТУ радіонуклідів до організму людини і формування дози показані на рис. 1. Радіонукліди, що знаходяться у формі гарячих часток, при вилуговуванні переходять в обмінну форму і можуть надходити в рослини через кореневу систему.



Рис. 1. Дозоутворення від перорального надходження радіонуклідів

В табл. 1 подані діапазони коефіцієнтів переходу Pu в рослини [4]. Ці рослини не повною мірою відображують структуру раціону мешканців Полісся. Тому для оцінки

узагальненого коефіцієнта переходу в раціон застосовували метод експертної оцінки. Оскільки діапазон коефіцієнтів переходу для окремих видів рослин

51

складав два порядки, то припускалося, що коефіцієнти переходу за кожним видом рослинності розподілені за логнормальним законом. Далі для одержання розподілу коефіцієнтів переходу вводилась наступна експертна оцінка, що відображає внесок тієї чи іншої рослини (табл. 1) в раціон людини. Ця експертна оцінка відображає великий внесок пшениці, бобів, квасолі та плодів гороху в раціон людини і менш істотний (на порядок нижче) - листя рослин та трав'янистої рослинності. Величина експертної оцінки кожної компоненти з табл.1 показує, яку саме частину вносить той чи інший клас продуктів харчування до раціону людини.

Таблиця 1. Коефіцієнти переходу в рослини Pu та Am

Елемент	Відношення концентрацій (рослина-ґрунт), (Бк·кг ⁻²)/(Бк·кг ⁻²)							
	Листя клена	Листя квасолі	Боби квасолі	Листя гороху	Плоди гороху	Листя пшениці	Зерно пшениці	Трав'ян. рослинність
²⁴¹ Am	0,50e-4	0,01e-2	0,01e-4	0,03e-2	0,02e-4	0,050e-4	0,501e-6	0,01e-3
	5,01e-4	1,588e-2	3,16e-4	2,51e-2	1,59e-4	7,9430e-4	6,310e-6	7,90e-3
^{239,240} Pu	0,08e-4	0,10e-4	0,04e-6	0,10e-3	0,32e-6	0,020e-4	0,10e-6	0,10e-4
	6,31e-4	7,94e-4	3,16e-6	1,30e-3	6,31e-6	2,512e-4	1,00e-6	1,00e-4
Експертна оцінка внеску в раціон	0,04	0,04	0,2	0,04	0,2	0,04	0,4	0,04

Для побудови розподілу пероральної дози потрібно враховувати надходження радіонуклідів за рахунок поверхневого забруднення рослин. За даними, одержаними в результаті експедиційних робіт (серпень 1996 р.) [5], розраховані коефіцієнти переходу в траву пасовищ. Середнє значення коефіцієнта переходу в траву дорівнює $0,3 \cdot 10^{-3}$ (Бк·кг⁻²)/(Бк·кг⁻²). За розрахунками Ф.І. Павлоцької [4], середнє значення коефіцієнта переходу в траву становить $3 \cdot 10^{-5}$ (Бк·кг⁻²)/(Бк·кг⁻²). При переведенні цього коефіцієнта до розмірності (Бк·кг⁻²)/(Бк·м⁻²) прийнято, що щільність ґрунту $\rho=2$ г·см⁻³, а ефективний шар ґрунту, у якому переважно зосереджена радіоактивність, становить 10 см. Отже, 1 м² відповідає $2 \cdot 10^4 \cdot 10$ г = 200 кг ґрунту.

Таким чином, коефіцієнт переходу в траву, нормований на одиницю поверхневого забруднення, дорівнює $1,5 \cdot 10^7$ (Бк·кг⁻²)/(Бк·м⁻²). Видно, що даний коефіцієнт на три порядки нижчий за дані радіохімічного аналізу за вмістом ²³⁹Pu в траві. Це розходження також спостерігається при порівнянні фактичних рівнів виведення Pu з сечею з очікуваними розрахунковими величинами ($\sim 10^{-4}$ та 10^{-7} Бк·день⁻¹). Таке розходження можна пояснити додатковим поверхневим забрудненням трави. Тому при розрахунку пероральної дози вважалось, що для половини раціону коефіцієнт переходу в продукти харчування при поверхневому забрудненні може перевищувати коефіцієнт переходу з обмінних форм від 1 до 1000 раз. Цей розподіл відображає у чистому вигляді санітарно-гігієнічний фактор переходу радіонуклідів при поверхневому забрудненні в продукти харчування.

52

Пероральна доза розраховувалась за наступною формулою:

$$D_{per} = \sigma \cdot (KP \cdot \frac{m}{2} + KP \cdot \xi \cdot \frac{m}{2}) \cdot 365 \cdot DK_{per}, \quad (1)$$

де σ - щільність забруднення ґрунту (вважалась рівною $0,1$ Ки·км⁻² - 3700 Бк·м⁻²), Бк·м⁻²; KP - коефіцієнт переходу "ґрунт - рослини", (Бк·кг⁻²)/(Бк·м⁻²); m - маса денного раціону людини (вважалась рівною $1,4$), кг·день; ξ - рівномірно розподілена випадкова величина від 1 до 1000, що відображає надходження з продуктами харчування за рахунок поверхневого забруднення; DK_{per} - дозовий коефіцієнт, Зв·Бк⁻¹.

Дозовий коефіцієнт розраховувався за допомогою метаболічної моделі плутонію [6]. Побудована метаболічна модель дозволяє розрахувати динаміку вмісту або поточний вміст радіонуклідів у скелеті та інших органах і тканинах, а також динаміку виведення радіонукліду з організму з сечею та калом для однократного або хронічного надходження його до організму. Дозовий коефіцієнт розраховувався в умовах однократного надходження для дорослої людини. Таким чином, за формулою (1) розраховувався розподіл пероральних річних доз.

Формування інгалаційної дози від $^{239,240}\text{Pu}$

Інгалаційне надходження радіонуклідів в організм людини та формування дози подані на рис. 2. Радіонукліди, що знаходяться у формі гарячих часток, за рахунок вторинного вітрового піднімання опиняються у повітрі, а потім при диханні потрапляють до організму людини.

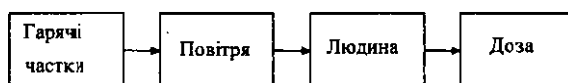


Рис. 2. Дозоутворення від інгалаційного надходження радіонуклідів

Інгалаційна доза розрахована за наступною формулою:

$$D_{inh} = \sigma \cdot T \cdot V \cdot K_w \cdot DK_{inh}, \quad (2)$$

де σ - щільність забруднення ґрунту (вважалась рівною $0,1 \text{ Ки} \cdot \text{км}^{-2} = 3700 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$), $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$; T - час, який людина проводить за рік на відкритому повітрі ($0,5 \cdot 365$ діб), $\text{діб} \cdot \text{рік}^{-1}$; V - об'єм вдихуваного за добу повітря (30 м^3), $\text{м}^3 \cdot \text{добу}^{-1}$; K_w - коефіцієнт вторинного вітрового піднімання, м^{-1} ; DK_{inh} - дозовий коефіцієнт, $\text{Зв} \cdot \text{Бк}^{-1}$.

Вважалось, що мешканці зони відчуження проводять половину доби на відкритому повітрі. Діапазон коефіцієнта вітрового піднімання розглядався від $0,34 \cdot 10^{-10}$ до $17 \cdot 10^{-10} \text{ м}^{-1}$ [7]. Оскільки діапазон складає близько двох порядків, то коефіцієнт вторинного вітрового піднімання моделювався як логнормальний розподіл у даному діапазоні. Дозовий коефіцієнт розраховувався таким чином. За допомогою стандартної інгалаційної та метаболічної моделей МКРЗ [6, 8] для дорослих, що виконують протягом дня в середньому легку роботу, при надходженні ^{239}Pu з повільним класом розчинності (S) розраховувались дозові коефіцієнти для монодисперсних аерозолів. Діапазонні оцінки аеродинамічного медіанного за активністю діаметра (AMAD) та σ для розподілу аерозолів у зоні відчуження отримані за даними роботи [9] (табл. 2).

Таблиця. 2. Діапазони AMAD та σ розподілу аерозолів у зоні відчуження

Значення	AMAD, мкм	σ
Мінімальне	3,68	1,12
Максимальне	7,92	3,66

53

За цими даними будувалась сітка дозових коефіцієнтів з припущення, що і AMAD, і σ розподілені за логнормальним законом. І таким чином, використовуючи формулу (2), отримали розподіл річних інгалаційних доз.

Статистичний аналіз неперевищення дозової межі

Будь-яка система радіаційного контролю має за мету практичну реалізацію одного з головних принципів радіаційної безпеки - принципу неперевищення основних дозових меж.

Принцип неперевищення основних дозових меж повинен витримуватись для кожного індивідуума [1, 2], що контактує з радіоактивними речовинами та джерелами іонізуючих випромінювань. Саме цей принцип можна покласти в основу встановлення того чи іншого дозового КР. Це означає, що для заданого розподілу доз P_D , характерного для конкретної популяції, інтеграл цього розподілу з нижньою межею інтегрування D_K , що дорівнює межі дози, має бути принаймні менше одиниці. При розгляді одного фактора опромінення

необхідно скористатися внеском цього фактора у фактичні загальні дози (дозова квота). У даному випадку цим фактором є альфа-випромінюючі ізотопи плутонію, і їх дозова квота знаходиться на рівні 0,1% [5].

Позначимо інтеграл правого хвоста розподілу P_D від D_K і вище за R_{DK} . Ця величина означає, скільки осіб з населення отримують дози, вищі за D_K . Виходячи з принципу неперевикнення індивідуальних доз, можна ввести наступне обмеження на величину R_{DK} - зона повинна бути принаймні менше 1:

$$R_{DK} = \int_{D_K}^{\infty} P_D dD < 1 \quad (3)$$

За схемою, викладеною вище, отримано розподіл можливих доз від перорального та інгаляційного надходження для мешканців зони відчуження. Також розраховано очікувану ефективну дозу від річного надходження. Гістограма розподілу пероральної дози подана на рис. 3а, а гістограма розподілу інгаляційної дози - на рис. 3б. Дози розраховані для щільності забруднення ґрунту $3700 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ ($0,1 \text{ Ки} \cdot \text{км}^{-2}$), характерної для південної та південно-східної частин зони.

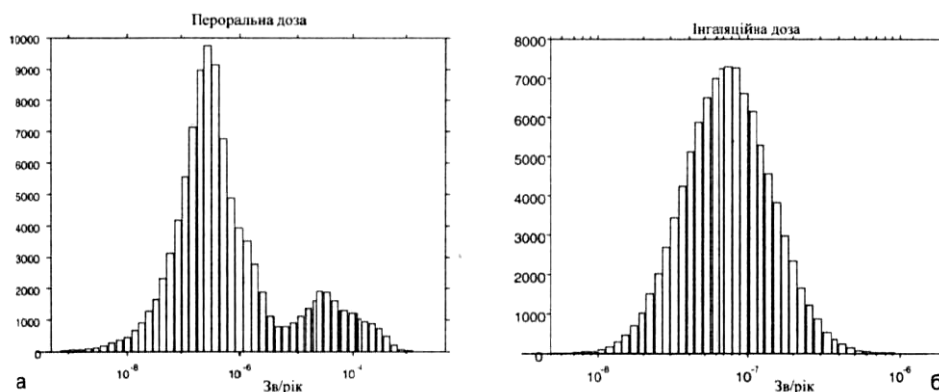


Рис. 3. Розподіл пероральної та інгаляційної річної дози для мешканців зони відчуження

Як видно з рис. 3, розподіл інгаляційних доз, на відміну від пероральних, можна описати за логнормальним законом. Правий хвіст розподілу пероральних річних доз пов'язаний із великою різницею (два порядки) між коефіцієнтами переходу в продукти харчування людини. Було проведено оцінку відношення пероральної річної дози до

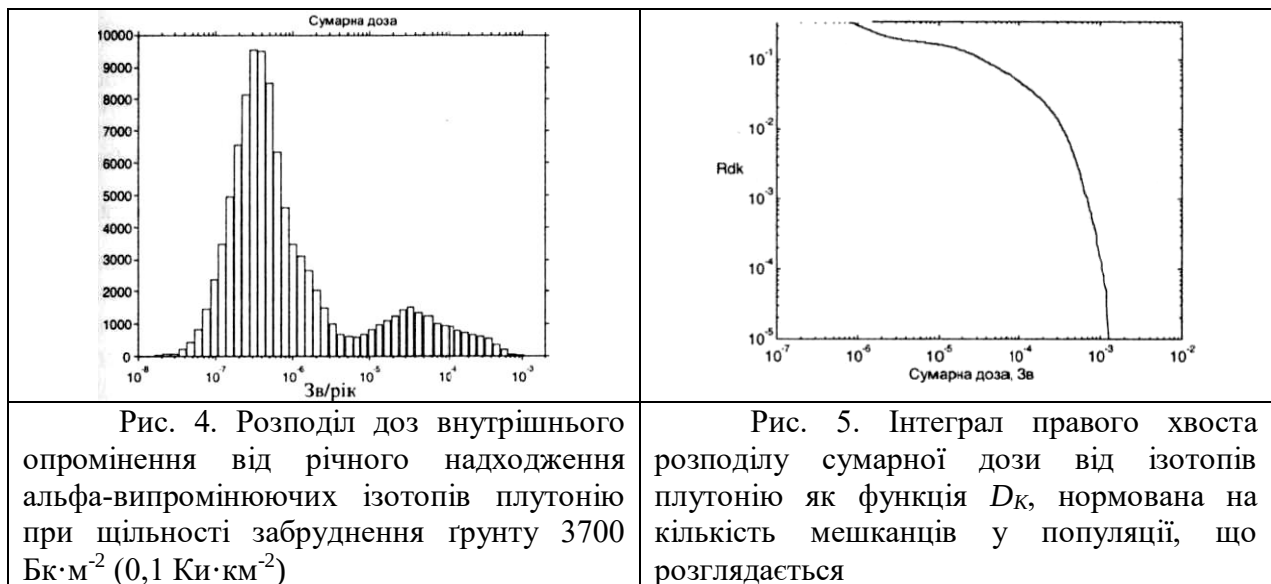
54

інгаляційної. Медіана цього розподілу становить 5,5, а імовірність того, що інгаляційна доза буде перевищувати пероральну, дорівнює 0,14. На рис. 4 побудована гістограма розподілу суми річних доз. Медіана цього розподілу дорівнює $4,7 \cdot 10^{-7}$ Зв за рік

Для оцінки визначення контрольних рівнів чи сприятливості мешкання зручніше користуватися функцією R_{DK} , описаною вище. На рис. 5 зображено графік функції R_{DK} , нормованої на кількість мешканців у популяції. Помноживши цю функцію на кількість мешканців у популяції N і чисельно розв'язуючи рівняння відносно D_K

$$R_{DK}=1 \quad (4)$$

знаходимо таку дозу D_K , перевищені значення якої отримують (формально) менше однієї людини для даного дозового розподілу. Для заданої функції R_{DK} і популяції в 1000 осіб, що мешкають у зоні, значення D_K становитиме 0,69 мЗв, що істотно вище рівня дозової квоти плутонію - 1 мкЗв. Медіана розподілу сумарної дози складає 0,47 мкЗв, що у 2 рази менше дозової квоти плутонію.



Висновки

Неможливо досягти радіаційної безпеки повною мірою, ґрунтуючись лише на неперевищенні середнього (або медіанного) значення дози в популяції. На практиці часто вводять коефіцієнти запасу для цих значень, що, проте, не знімає питання щодо їхньої обґрунтованості. Підхід, що ґрунтується на імітаційно-стохастичному моделюванні, дозволяє коректно встановити КР, виходячи з принципу неперевищення основних дозових меж для кожного індивідуума. У випадку розгляду окремого дозового фактора замість основної дозової межі береться дозова квота даного фактора. Значенням КР приймається така доза D_K , перевищені значення якої отримують (формально) менше однієї людини для даного дозового розподілу. Якщо розрахований КР перевищує дозову межу (чи дозову квоту), це означає невиконання вимог радіаційної безпеки.

Крім того, використовуючи запропонований у роботі підхід, можна досить обґрунтовано ввести коефіцієнт запасу щодо дозової квоти як відношення величини D_K до медіани для даного дозового розподілу. Для контролю дозових рівнів на практиці

55

використовуються похідні величини, наприклад, параметри навколишнього середовища (концентрація радіоаерозолів) або забрудненість продуктів харчування. Для визначення похідних контрольних рівнів використовуються співвідношення внесків різних факторів опромінення в сумарну дозу.

1. Норми радіаційної безпеки (НРБ-76/87): Основные санитарные правила (ОСП-72/87). - М.: Энергоатомиздат. - 1988. - С. 160.
2. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) / МОЗ України. - К., 1997. - С. 121.
3. Концепція Чорнобильської зони відчуження на території України // Міністерство України у справах захисту населення від наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. - К., 1995. - С. 24.
4. Павлоцкая Ф.И., Поспелов Ю.Н., Мясоедов Б.Ф., Кузнецов Ю.В., Легин В. К. Поведение трансплутониевых элементов в окружающей среде // Радиохимия. - 1991. - №3. - С. 112-118.
5. Разработка критериев реабилитации территории зоны отчуждения на основе изучения формирования доз облучения самоселов и персонала от ТУЕ и ⁹⁰Sr // Отчет по НИР N9 10/96 от 1 апреля 1996 г. - К., 1996. - С. 86.
6. Annals of the ICRP. ICRP Publication 67. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients. Pergamon. - 1993. - Vol. 23. No 3/4. - P. 167.
7. Contamination of surface by resuspended material. International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95). Final report. ECSC-EC-EAEC. - Brussels, 1996. - P. 110.
8. Annals of the ICRP. ICRP Publication 66. Human respiratory tract model for radiological protection. - Pergamon, 1993. - P. 65.
9. Dorrian M.-D. Particle size distributions of radioactive aerosols in the environment. Radiation Protection Dosimetry. - 1997. - Vol. 69. - №. 2. - P. 117-132.

У роботі наведена схема сортування радіоактивних відходів (РАВ) чорнобильського походження. В основу запропонованої схеми сортування було покладено узвичаєний у світовій практиці принцип проведення сортування РАВ у місцях їхнього утворення з метою мінімізації їх кількості. Відповідно до зазначеного принципу процес сортування може бути умовно розділений на три етапи:

- первинне сортування РАВ по групах активності;
- сортування РАВ за фізичними ознаками і активністю;
- додатковий контроль і сортування РАВ за типом збереження.

© В.Г. Батій, В.П. Божко, В.Б. Ганенко, В.Я. Головня, В.А. Кузьменко, Б.А. Немашкало, С.М. Олійник, М.І. Проскура, О.Г. Савчук, В.В. Селюкова, Р.П. Слабоспицький, А.І. Стоянов

Припускається, що роботи з I і II етапів будуть проводитися в місці (поблизу місця) вилучення РАВ. Для РАВ чорнобильського походження це може бути:

- об'єкт "Укриття";
- проммайданчик ЧАЕС;
- пункти тимчасової локалізації РАВ.

Сортування РАВ за рівнем активності і часом звільнення від контролю запропоновано робити за допомогою пасивного γ -методу з використанням кореляційних відношень. Контейнери з високоактивними відходами, у яких буде визначатися наявність спеціальних матеріалів, що діляться, у кількості понад 10 г, будуть досліджуватися за допомогою активного дейтронного методу для більш точного визначення їхньої кількості.

Вступ

Сьогодні в Україні назріла необхідність централізованого збору, збереження та захоронення різних радіоактивних відходів (РАВ), які виникли внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, а також постійно виникають при експлуатації АЕС та роботі деяких промислових підприємств і науково-технічних установ [1, 2].

Радіоактивні відходи, що утворюються при використанні радіоізотопів у промисловості, медицині, науковій діяльності, а також значна частина експлуатаційних відходів АЕС сортуються в процесі їхнього утворення і паспортизуються перед транспортуванням їх на збереження або захоронення. Кількість та інтенсивність утворення таких РАВ не завдають особливих труднощів для здійснення їхнього збору і сортування.

Більш серйозною є проблема РАВ чорнобильського походження [3-10]. Як відомо, у зоні відчуження перебувають сотні тисяч тонн радіоактивних матеріалів, що утворилися внаслідок аварії на ЧАЕС і в процесі ліквідації її наслідків. Справа ускладнюється відсутністю точних даних щодо кількості РАВ в місцях їхнього скупчення, важкістю доступу до них, наявністю потенційної небезпеки виникнення ланцюгової реакції, що обмежує можливість використання низки технологій, високим рівнем радіаційного фону. Наявність цих чинників висуває специфічні вимоги до технології процесу сортування РАВ чорнобильського походження. Значна частина РАВ зони відчуження перебуває в пунктах тимчасової локалізації або пунктах захоронення, які в інженерному плані не пристосовані для довготермінового зберігання РАВ [11]. Їх територіальне розміщення і конструкція не відповідають вимогам нормативних документів, які регламентують поводження з РАВ в Україні [12-16]. Деякі з них підтоплюються ґрунтовими водами, внаслідок чого не виключена можливість виносу радіонуклідів до рік Прип'ять і Дніпро. Постає питання перезахоронення цих РАВ.

Чорнобильські РАВ складаються з РАВ всередині об'єкта "Укриття", РАВ, локалізованих на проммайданчику ЧАЕС, та РАВ в зоні відчуження. Питання поводження з першими видами РАВ вирішувалися у низці досліджень [17-21]. Комплексна технологічна схема поводження з РАВ зони відчуження досі не розроблена.

На даний момент створене спеціалізоване підприємство ДСП - Центр переробки і захоронення техногенних відходів "Техноцентр", що покликане займатися питаннями поводження з РАВ зони відчуження та їх захороненням. Ведеться технічне проектування і

будівництво сховищ для відходів I і II груп, що є першим етапом створення центру переробки і захоронення радіоактивних відходів (ЦПЗ).

57

В процесі збору, переробки і захоронення РАВ виникає необхідність його сортування за фізичними ознаками і активністю та часом існування. Перший чинник визначає засіб переробки РАВ, другий - рівень ядерної і радіаційної безпеки, третій - засоби збереження або захоронення.

У процесі сортування за фізичними ознаками РАВ мають бути розподілені на ті, що спалюються (органічного походження), ті, що пресуються (металеві), і ті, що не потребують переробки; за рівнем активності - на високоактивні (ВАВ), середньоактивні (САВ), низькоактивні (НАВ); а також за часом існування - на довгоіснуючі (ДІ РАВ) і короткоіснуючі (КІ РАВ) відходи. При сортуванні також повинен здійснюватися контроль наявності в РАВ спеціальних матеріалів, що діляться (СДМ), ^{235}U , ^{239}Pu . Крім того, на сортування будуть надходити матеріали, активність яких нижче контрольних рівнів низькоактивних відходів, але які мають бути виключені з неконтрольованого господарського використання.

У цій статті розглядаються питання сортування твердих РАВ чорнобильського походження за фізичними ознаками, активністю та часом існування.

1. Класифікація і джерела РАВ

При сортуванні РАВ за активністю необхідно класифікувати їх по групах відповідно до діючих в Україні норм [12-16]. У табл. 1 наведена класифікація твердих РАВ.

Таблиця 1. Класифікація твердих РАВ для γ -, β -, α -випромінювачів

Вид активності	Розмірність	Група відходів		
		I (НАВ)	II (САВ)	III (ВАВ)
Активність γ -випромінювання	мЗв/г	0,003-0,3	0,3-10	>10
Об'ємна активність	β -випромінювання Бк/кг	$7,4 \cdot 10^4$ - $3,7 \cdot 10^6$	$3,7 \cdot 10^6$ - $3,7 \cdot 10^9$	$>3,7 \cdot 10^9$
	α -випромінювання Бк/кг	$7,4 \cdot 10^3$ - $3,7 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^5$ - $3,7 \cdot 10^8$	$>3,7 \cdot 10^8$
Активність поверхового забруднення	β -част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$)	50-10000	10^4 - 10^7	$>10^7$
	α -част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$)	5-1000	10^3 - 10^6	$>10^6$

Відповідно до часу звільнення від контролю РАВ повинні бути відсортовані на дві категорії: ДІ РАВ, термін звільнення від контролю яких складає 300 років і більше; КІ РАВ, термін звільнення від контролю яких менше 300 років.

РАВ з концентрацією палива понад $1,6 \cdot 10^{-5}\%$ ваг., що відповідає категорії ДІ РАВ, потрібно захоронувати у стабільних геологічних формаціях. У разі зміни законодавства України, що встановлює зазначену норму, і використання прийнятого у багатьох країнах світу критерію для визначення ДІ РАВ - 400 Бк/г (питома α -активність) необхідно буде піддавати такому захороненню РАВ з концентрацією палива більше $7 \cdot 10^{-4}\%$ ваг.

Зазначимо, що визначення таких концентрацій палива в РАВ є досить складним завданням, особливо для РАВ чорнобильського походження, які мають високий рівень фоновий γ -випромінювання від ізотопу ^{137}Cs .

58

Основні види РАВ, накопичені дотепер в Україні, наведені на рис. 1. Головними місцями їхнього скупчення на сьогодні є:

- об'єкт "Укриття", у якому зосереджені РАВ і радіоактивні матеріали, що діляться, сумарна активність яких складає ~ 20 МКі. З них - матеріалів, що вміщують паливо, близько 3000 т, ВАВ - близько $7 \cdot 10^4$ т, САВ - близько $5 \cdot 10^5$ т, НАВ - близько $2 \cdot 10^5$ т. Значна кількість РАВ перебуває також на території, що оточує об'єкт "Укриття";

- зона відчуження Чорнобильської АЕС - більше $1,1 \cdot 10^9$ м³ РАВ з загальною активністю до 10^6 Кі, що в основному стосується САВ і НАВ;
- уранодобувна і переробна промисловість, де накопичено близько 65,5 млн. т РАВ із сумарною активністю до 120 тис. Кі;
- медичні, наукові, промислові та інші підприємства й організації, що поставляють РАВ на захоронення підприємству "РАДОН", у сховищах якого накопичено близько 5000 м³ РАВ.

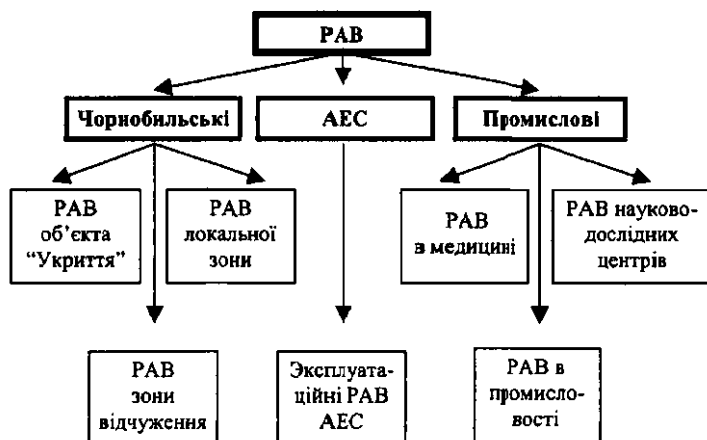


Рис. 1. Види РАВ, накопичених дотепер в Україні

Велика кількість РАВ вимагає створення в Україні індустрії з їх переробки і захоронення. Однією з основних ланок цієї індустрії є процес сортування РАВ за фізичними ознаками і активністю.

2. Загальна схема сортування

На рис. 2 наведена загальна схема сортування РАВ чорнобильського походження. Сортування проводиться в три етапи.

На першому етапі в процесі витягання РАВ проводиться первинне сортування його за рівнем активності. При цьому відділяються ВАР, опрацювання яких здійснюється далі на спеціальній лінії. Відділення ВАР від інших відходів на першому етапі дозволяє зменшити кількість ВАР за рахунок запобігання змішування їх із РАВ інших груп. Таке змішування може призвести до переходу цих РАВ у групу ВАР.

На другому етапі здійснюється процес сортування РАВ за фізичними ознаками і проводиться первинна переробка РАВ (деактивація великогабаритних поверхнево забруднених конструкцій, фрагментація). При цьому ВАР піддаються тільки первинній переробці. Тут же здійснюється контроль активності РАВ з використанням пасивного у-методу. Виходячи з отриманого значення γ -активності, обумовленого в основному активністю ^{137}Cs , визначається нуклідний склад РАВ за допомогою кореляційних відношень.

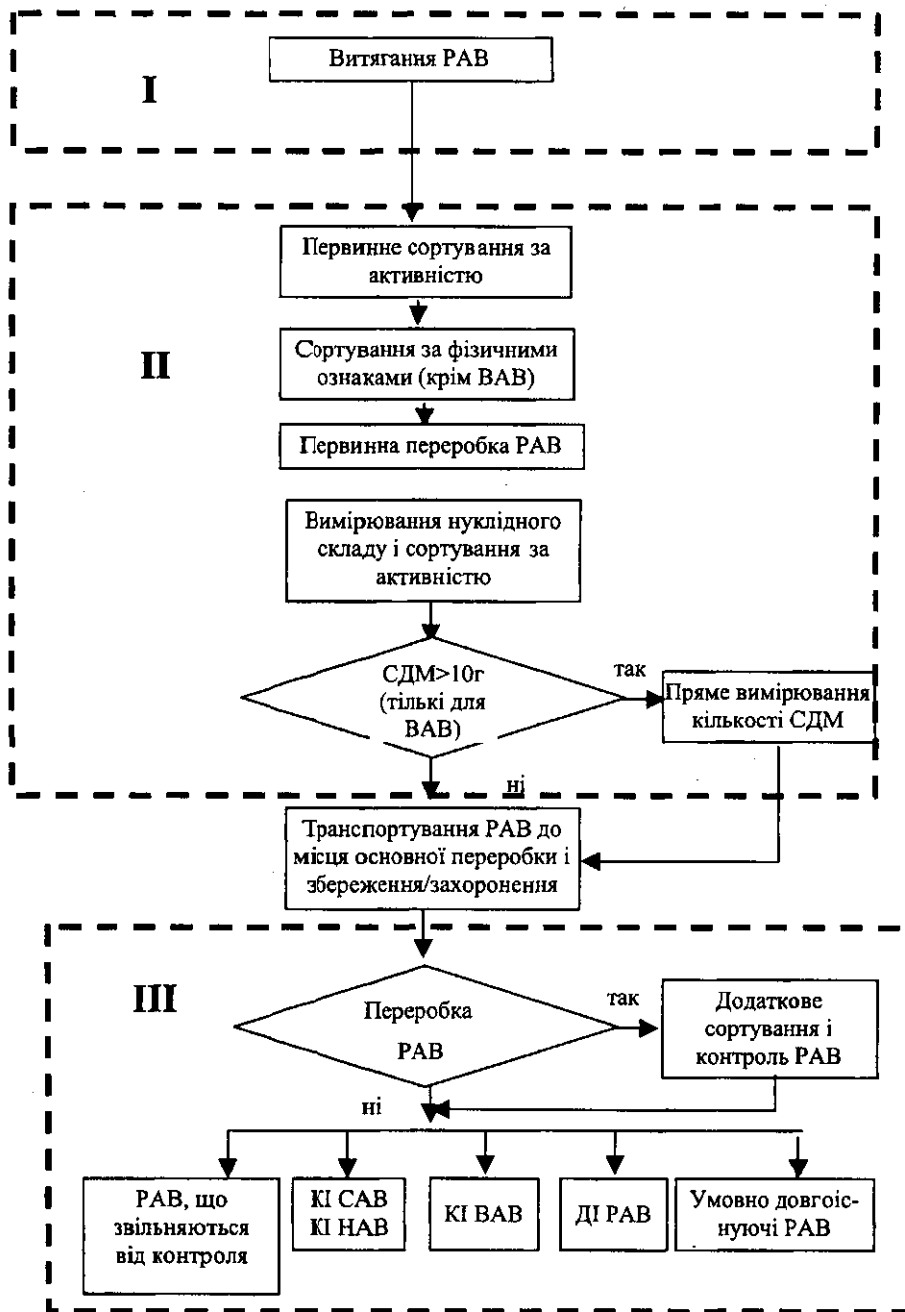


Рис. 2. Загальна схема сортування РАВ чорнобильського походження

Відповідно до нього здійснюється їхнє сортування за часом звільнення від контролю на ДІ РАВ і КІ РАВ, уточнюється група активності і визначається тип упаковок для їх транспортування.

У разі, коли в упаковці більше ніж 15 г матеріалів, що діляться, необхідно ставити суворіші вимоги до поводження з такими РАВ [26]. Беручи до уваги похибки вимірювань кореляційним методом, необхідно проводити додаткові вимірювання кількості СДМ активним нейтронним методом у випадках, коли згідно з результатами вимірювань пасивним гамма-методом кількість СДМ може перевищити 10 г.

Після здійснення контролю і сортування проводиться контейнеризація РАВ, його паспортизація і транспортування в центр переробки і захоронення, де здійснюється третій етап опрацювання РАВ. Залежно від виду РАВ, що надійшли в ЦПЗ, відходи спрямовуються або безпосередньо на збереження (захоронення), або на переробку. Після переробки (спалювання, пресування) обсяг РАВ істотно зменшується, що дозволяє зробити повторну контейнеризацію, контроль і паспортизацію перероблених відходів. Повторній контейнеризації, контролю і паспортизації підлягають також упаковки, що мають механічні

ушкодження, і ті, паспортні дані яких не відповідають результатам вхідного контролю, що здійснюється в ЦПЗ.

Перед відправкою на збереження РАВ піддаються іммобілізації. Металеві відходи, що пройшли піродезактивацію і зменшили свою активність до дозволених меж, надходять на повторне використання. На повторне використання можуть надходити й матеріали, що звільняються від контролю, активність яких не перевищує граничного рівня НАВ. Матеріали, що звільняються від контролю і не використовуються повторно, відправляються у відвали.

До умовно довгоіснуючих РАВ варто віднести ті, що є довгоіснуючими тільки за законодавством України. При очікуваній зміні законоравства на норми, рекомендовані МАГАТЕ і прийняті в більшості країн світу, ця група відходів перейде до групи короткоіснуючих і зможе бути захоронена в приповерхневих сховищах. У зв'язку з цим такі відходи має сенс розміщати в окремих тимчасових сховищах.

Інші РАВ залежно від групи і категорії розміщуються у відповідних сховищах на тимчасове збереження або захоронення.

3. Вилучення і первинне сортування РАВ

РАВ вилучають з місць їхньої локалізації з використанням технологій, визначених для даного виду відходів, місця їхнього зосередження і ступеня небезпеки.

З метою запобігання поширення РАВ у навколишнє середовище необхідно обмежити кількість різних операцій, які проводяться з РАВ, сполучити ті з них, що припускають одночасне виконання. Тому в тих випадках, коли це можливо, при вилученні РАВ одночасно проводиться визначення рівня їхньої активності, відбираються великогабаритні конструкції.

За рівнем активності на цьому етапі виділяються три групи:

- ВАВ;
- САВ і НАВ;
- матеріали, що звільняються від контролю.

Як уже згадувалося, ВАВ надходять на окрему лінію опрацювання. Матеріали, що звільняються від контролю і не придатні для повторного використання, вивозяться у відвали. Розташування відвалів повинно виключати неконтрольоване використання цих матеріалів. Матеріали, призначені для повторного використання, спрямовуються до місць їхнього застосування; інші відходи - на лінію сортування САВ і НАВ.

4. Поводження з великогабаритними відходами

Великогабаритні (як правило, поверхнево забруднені) відходи відокремлюються на першому етапі й опрацьовуються окремо, тому що при їх обробці потребуються спеціальні методики. На рис. 3 подана структурна схема лінії опрацювання великогабаритних РАВ.

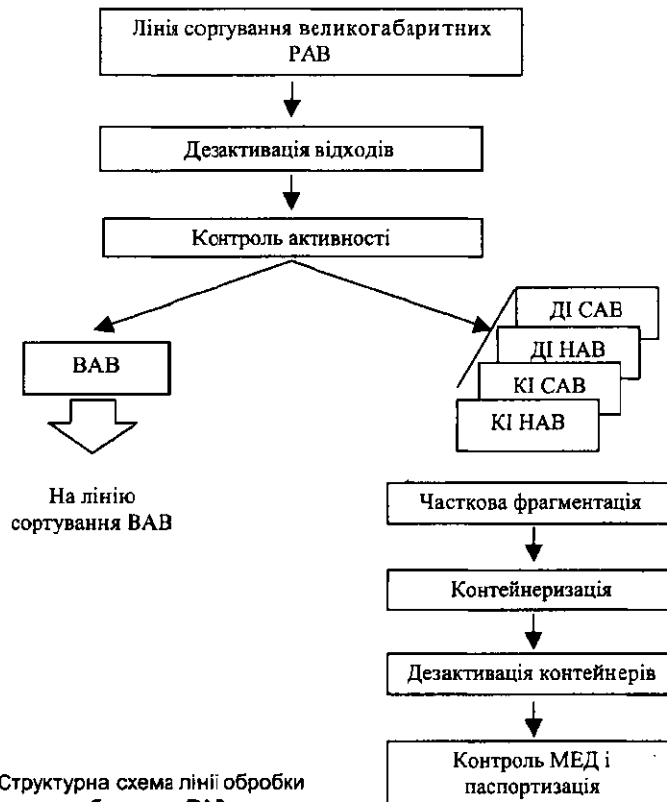


Рис. 3. Структурна схема лінії обробки великогабаритних РАВ

Рис. 3. Структурна схема лінії обробки великогабаритних РАВ

Якщо оброблювані відходи припускають проведення дезактивації, вони надходять на ділянку дезактивації з метою зменшення їхньої активності до рівня більш низької групи РАВ. Усі відходи - ті, що минули дезактивацію, і ті, що підпали під цю процедуру - надходять на ділянку контролю активності, де проводиться визначення ступеня їхнього забруднення і відповідної групи РАВ. Контроль здійснюється пасивним γ -методом шляхом сканування уздовж поверхні досліджуваної конструкції.

Великогабаритні ВАН відокремлюються від відходів інших груп і спрямовуються на лінію опрацювання ВАН, де піддаються фрагментації, і подальше їхнє опрацювання здійснюється разом з іншими ВАН (рис. 4).

Інші великогабаритні відходи у разі потреби піддаються частковій фрагментації до розмірів, що дозволяють помістити їх у відповідний контейнер. Після контейнеризації контролюється ПЕД на поверхні контейнеру, проводиться його паспортизація і транспортування до місця збереження (захоронення). За наявності сховищ для позаконтейнерного збереження НАВ великогабаритні відходи цієї групи можуть не поміщатися в первинний контейнер.

5. Сортування за фізичними ознаками

Після попереднього радіаційного контролю проводиться сортування РАВ за фізичними ознаками з метою визначення засобу подальшого доводження з ними. РАВ сортують на такі групи:

- що спалюються;
- що пресуються;
- металеві;
- що не потребують переробки.

У зв'язку з тим, що не існує простих автоматизованих методів поділу відходів за фізичними ознаками (за винятком відділення чорних металів), заснованих на вимірах фізичних величин (щільності, електропровідності тощо) або використанні специфічних властивостей цих матеріалів, сортування РАВ за фізичними ознаками передбачається

здійснювати на підставі візуального спостереження. При цьому процес сортування за фізичними ознаками повинен починатися вже на першому етапі, при вилученні РАВ.

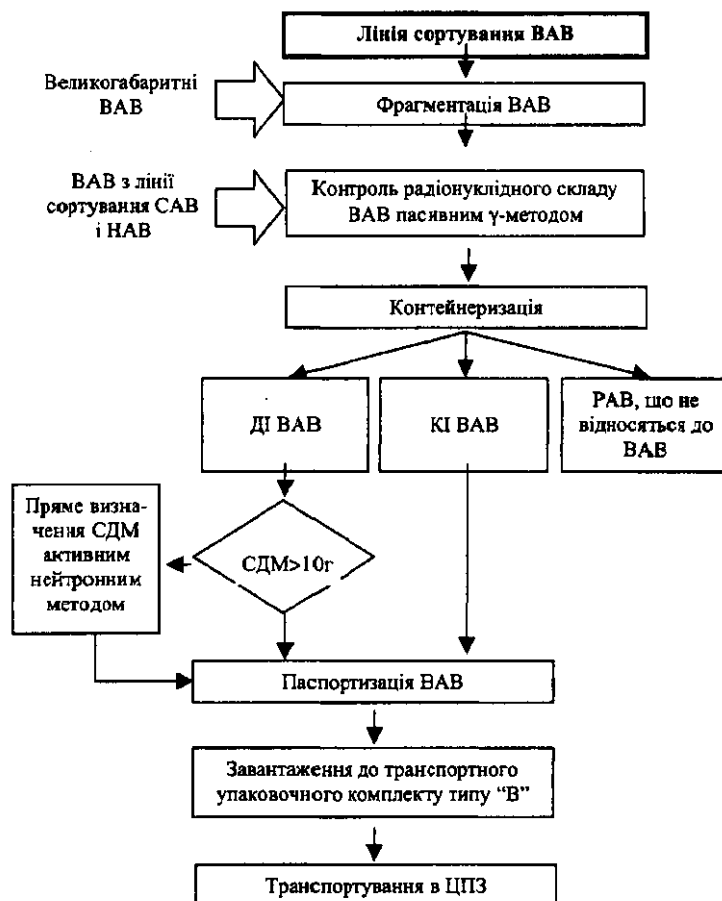


Рис. 4. Структурна схема лінії сортування ВАР

У зв'язку з високою активністю оброблюваних відходів, що не дозволяє визначити їх вид, перебуваючи у безпосередній близькості від них, сортування проводиться із застосуванням засобів телеспостереження, з використанням дистанційно керованих маніпуляторів й інших механізмів.

Для оптимізації процесу сортування, необхідно заздалегідь вибрати систему критеріїв добору. Ці критерії будуть залежати від техніко-економічних показників конкретних застосовуваних технологій. Так, для РАВ, що спалюються, повинні бути визначені граничні припустимі питома активність й домішка речовин, що не спалюються тощо. Для РАВ, що пресуються, необхідно зазначити вид матеріалів, розміри і характеристики упаковок, ступінь роздрібнення тощо.

63

Сортування за фізичними ознаками і вибір засобу подальшої переробки визначають необхідний ступінь фрагментації й тип контейнеру для транспортування до місця переробки і збереження. Ступінь фрагментації РАВ визначається, насамперед, технологічними вимогами відповідних установок для спалювання, переплаву, пресування. Для РАВ, що потребують переробки, фрагментація може знадобитися для зменшення обсягу РАВ при організації їх збереження або захоронення. Оптимальний розмір фрагментів залежить від розмірів упаковок і енерговитрат на фрагментацію.

6. Контроль і сортування РАВ за рівнем активності з використанням пасивного гамма-методу

Підсистема сортування з використанням пасивного γ -методу призначена для контролю рівня активності, нуклідного складу і кількості РАВ чорнобильського походження і застосовується в системі сортування РАВ при аналізі потоку цих відходів, що витягаються з місць їхнього скупчення. Ця підсистема заснована на вимірі інтенсивності потоків γ -

променів, які випромінюються досліджуваною речовиною і реєструються детекторами. Основним джерелом γ -променів РАВ чорнобильського походження на сьогодні є радіоізоотоп ^{137}Cs . Вимірюючи активність ^{137}Cs і використовуючи кореляційні відношення, що встановлюють зв'язок між кількістю (активністю) цього ізоотопу та інших радіоізоотопів, що є у відходах, можна визначити їхню кількість і активність. На підставі отриманих даних здійснюється поділ РАВ на групи і категорії активності.

Відповідно до загальної схеми сортування дана підсистема контролю використовується на чотирьох ділянках (див. рис. 2).

За допомогою підсистеми керування здійснюється управління підсистемою вимірів і зв'язок усієї підсистеми контролю активності з іншими підсистемами системи сортування. Ця підсистема містить у собі чотири окремі вимірювальні методики:

- методику вимірювання активності РАВ на основі лічильників випромінювання;
- спектрометричну методику;
- методику вимірювання потужності еквівалентної дози, що створюється контейнерами з РАВ;
- ваговимірювальну методику.

Методика вимірювання на основі лічильників випромінювання призначена для експресного контролю активності досліджуваної речовини, розміщеної в спеціальній вимірювальній ємності, що забезпечує сталість геометрії виміру від зразка до зразка. Може бути використано два варіанти цієї методики:

- варіант із застосуванням спеціальних вимірювальних упаковок;
- варіант "on-line"-вимірювань.

Перший з них передбачає розміщення досліджуваного матеріалу в вимірювальній упаковці сталого геометричного розміру (рис. 5). Після виконання вимірювань її вміст перевантажується у стандартні контейнери згідно з встановленою в результаті вимірювань групою і категорією РАВ.

Варіант "on-line"-вимірювань відрізняється від вищеописаного тим, що вимірювальна ємність є частиною транспортної підсистеми, що має вигляд трубопроводу, по якому дозованими порціями досліджувана речовина поступає в місце вимірювань, де вона затримується на час вимірювань. Після вимірювань кожна порція

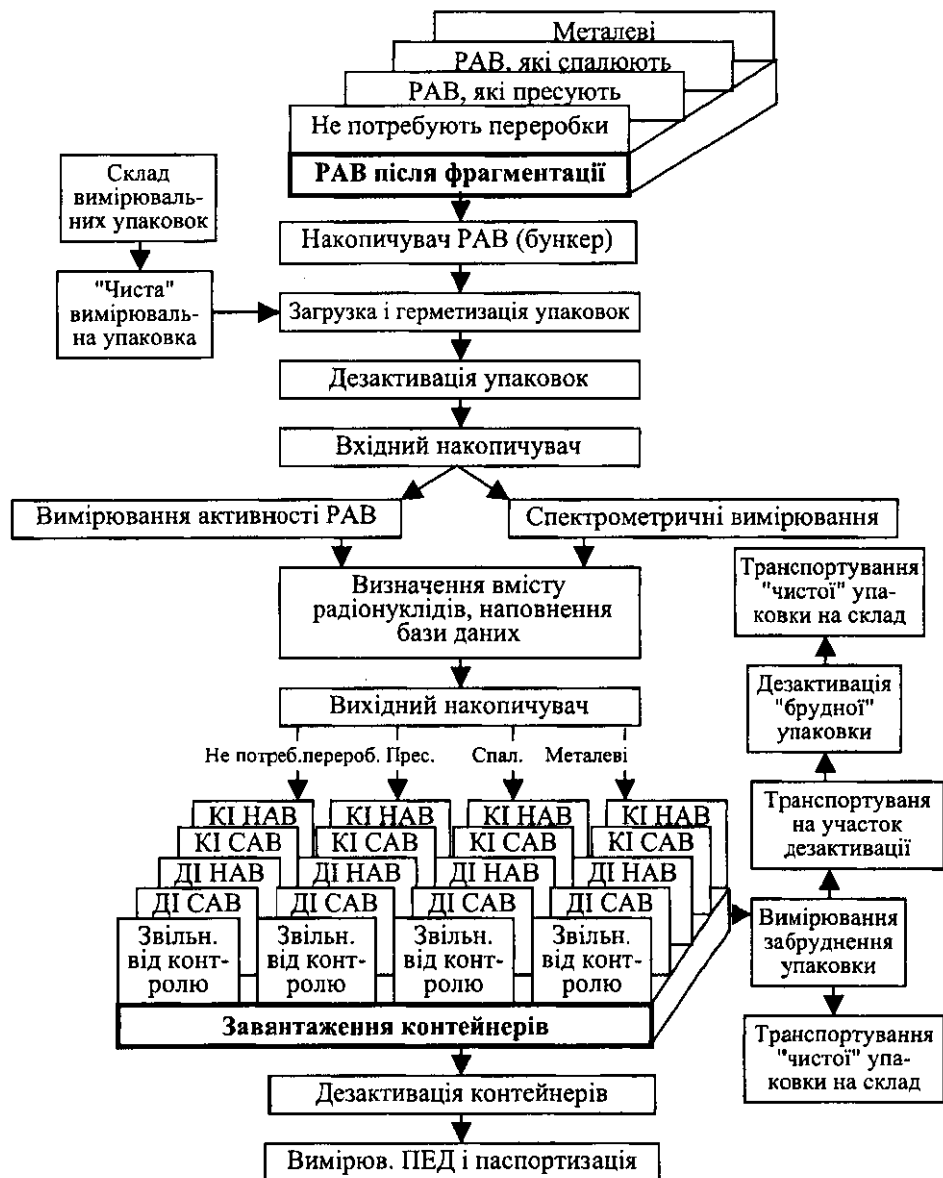


Рис. 5. Структурна схема процесу сортування РАВ (крім ВАВ) із застосуванням спеціальних вимірювальних упаковок

скеровується по відповідному рукаву транспортної системи згідно з встановленою групою активності і завантажується в стандартний контейнер, що відповідає даній групі і категорії активності.

Спектрометрична методика призначена для виконання калібрування підсистеми вимірів, заснованої на застосуванні пасивного у-аналізу, а також для проведення додаткового контролю γ-спектрометричним засобом шляхом аналізу форми спектрального розподілу.

Детектор спектрометричної установки обладнується системою коліimatorів з метою зниження потоку γ-променів, що падає на нього, і забезпечення необхідної швидкості набору інформації. Детекторами випромінювання можуть бути: система сцинтилятор - фотодіод або напівпровідниковий детектор на основі телуриду кадмію. Сигнали детектора

конвертуються в цифрову форму і накопичуються в швидкодіючому буферному пристрої пам'яті. Аналіз обмірюваних спектрів здійснюється в ПЕОМ за допомогою відповідного програмного забезпечення.

Методика виміру ПЕД призначена для контролю ПЕД, що утворюється стандартними упаковками (контейнерами) після завантаження в них РАВ, а також на етапі визначення відповідності контрольних параметрів контейнерів після її транспортування в ЦПЗ.

Ваговимірювальна методика використовується для визначення ваги РАВ у вимірювальних ємностях для врахування кількості відходів, що витягаються.

7. Пряме визначення кількості СДМ у РАВ активним нейтронним методом

Активні і пасивні нейтронні методи - це прямі методи визначення кількості СДМ у РАВ. Вони знайшли широке застосування у світовій практиці для контролю ядерних матеріалів.

У системі сортуванні дана підсистема призначена для прямого визначення кількості речовин, що діляться, безпосередньо в стандартних контейнерах з РАВ об'ємом 200 л, що надходять у підсистему після сортування з використанням методу пасивного γ -контролю. Спільне застосування γ - і нейтронної методик збільшує надійність контролю СДМ, оскільки ці методики значною мірою доповнюють одна одну. Так, точність виміру γ -методом залежить від наявності в матриці важких домішок (Рb й інших) і слабо залежить від легких елементів (Н, С й інших), тоді як результати вимірів кількості СДМ нейтронними засобами сильно залежать від концентрації водню в матриці і практично не залежать від наявності важких елементів.

Відповідно до загальної схеми сортування РАВ, підсистема активного нейтронного контролю буде використовуватися на ділянках прямого визначення кількості СДМ при паспортизації ЗАВ і проведенні додаткового контролю активності в ЦПЗ. Вона може бути здійснена у двох варіантах: з використанням джерела нейтронів ^{252}Cf або нейтронних пучків лінійного прискорювача електронів.

7.1. Активний нейтронний метод з використанням джерела нейтронів ^{252}Cf

Однією з найбільш прийнятних установок для сортування і паспортизації РАВ чорнобильського походження є установка WM 3210 фірми "Canberra" (устрій типу "Shuffler"), спроектована в Лос-Аламоській національній лабораторії США. Вона розрахована на вимір кількості СДМ й інших трансуранових елементів РАВ, які знаходяться у 200-л бочках. Установка "Shuffler" спроможна вимірювати малі кількості СДМ в активному режимі і трансуранові елементи, що спонтанно діляться, у пасивному режимі.

Установка використовується для контролю малих кількостей урану і плутонію в широкому діапазоні форм і матричних матеріалів, для аналізу відходів із переробних фабрик, на яких присутні матеріали, що діляться. До того ж модель WM 3210 припускає використання таких високоактивних відходів, як відпрацьоване ядерне паливо. Зміцнена конструкція і надійність компонентів роблять установки "Shuffler" придатними для використання при витягу РАВ з об'єкту "Укриття".

66

У цій моделі використовується нейтронне джерело ^{252}Cf інтенсивністю $8 \cdot 10^8$ нейтронів у секунду. Екран, що складається з вольфраму, високощільного поліетилену і насиченого бором поліетилену, використовується для того, щоб обмежити потужність дози опромінення зовні установки. Оптимальний час опромінення джерелом і час вимірювань запізнілих нейтронів для кожного циклу залежить від типу і кількості матеріалу, що необхідно проаналізувати. Нейтрони, що випромінюються, реєструються ^{64}He -лічильниками, що забезпечують високу ефективність - 17,5%. Мінімальну масу ^{235}U , що може спостерігатися, можна знизити шляхом вилучення з вимірювальної камери кадмієвої прокладки, щоб опромінення було виконане в режимі теплових нейтронів. Точність визначення залежить від розподілу матеріалу, що ділиться, усередині контейнера, матеріалу матриці й якості калібрування приладу.

Для упаковок із такими відходами, які можна сепарувати за типом матриці, точність аналізу оцінена як $\pm 15\%$. Чутливість при використанні активного методу:

- для швидких нейтронів - 300 мг ^{235}U ;
- для теплових нейтронів - 3 мг ^{235}U .

Пасивний метод використовується для реєстрації парних ізотопів плутонію. Чутливість при використанні пасивного методу - 4 мг ^{240}Pu .

У перерахунку на РАВ об'єкту "Укриття" цю установку можна використовувати для визначення кількості ^{235}U у бетоні, забрудненому паливом:

- для швидких нейтронів - 2-10% кількості палива, що відповідає САВ;

- для теплових нейтронів - 4-10% кількості палива, що відповідає НАВ.
Точність виміру СДМ установкою "Shuffler" залежить від кількості водню у ВАВ. При концентрації водню $\rho_n \sim 0,002 \text{ г/см}^3$ і вище точність виміру погіршується на 15 (стандартне значення) - 75%.

Продуктивність процесу паспортизації визначається продуктивністю установки нейтронного контролю і часом перевантаження контейнерів у вимірювальну камеру установки.

Стандартний час виміру - 1000 с. Очікувана продуктивність підсистеми складає $\approx 0,7 \text{ м}^3/\text{год}$.

7.2 Визначення СДМ за допомогою нейтронних пучків прискорювача електронів

Для неруйнуючого контролю наявності СДМ у РАВ при їхньому сортуванні (особливо це стосується РАВ чорнобильського походження) поряд з установками, що використовують як джерела нейтронів радіоактивні ізотопи, доцільно застосовувати установки на основі лінійних прискорювачів електронів (ЛУЕ). Перевагу використання ЛУЕ для неруйнуючого контролю РАВ в процесі його сортування обумовлено такими чинниками:

1. ЛУЕ дозволяють одержувати інтенсивніші потоки нейтронного випромінювання (на 3-4 порядки вище, ніж в установках типу "Shuffler").

2. У ЛУЕ енергію прискорених електронів можна швидко змінювати. Це дозволяє оперативно змінювати умови аналізу, наприклад, переходячи з режиму аналізу на теплових у режим аналізу на швидких нейтронах або в режим гамма-аналізу.

3. Імпульсний характер роботи ЛУЕ забезпечує унікальні можливості для часового аналізу, особливо при вимірах запізнених нейтронів, що дозволяє істотно збільшити точність вимірів.

67

4. Енергетичні спектри нейтронного випромінювання - первинного (що падає на контейнер з РАВ) і вторинного (нейтрони ділення СДМ, особливо запізнені) - істотно відрізняються, завдяки чому можлива їх надійна роздільна реєстрація.

Через значну кількість РАВ, що потребують переробки, а також великий об'єм контейнерів (~ 200 л), у які вони поміщаються, зазначені особливості набувають великого значення, оскільки саме інтенсивність джерела випромінювання в першу чергу визначає як чутливість і точність методу, так і продуктивність системи в цілому.

Вихід нейтронів при опроміненні мішені електронним пучком ЛУЕ визначається потоком гальмівного випромінювання, утвореного електронами в цій же мішені і сумою перерізів фотоядерних реакцій, що призводять до вильоту нейтронів. Застосування мішені з матеріалу, що ділиться, ще збільшує вихід нейтронів за рахунок реакції фотоділення в 1,5-2 рази. Для ефективного використання каналу фотоділення енергія пучка електронів має бути не менше 20 МеВ, а товщина нейтронної мішені, що забезпечує максимальний вихід фотонейтронів, повинна складати для мішені ^{238}U $30 \div 40 \text{ г/см}^2$ ($1,6 \cdot 10^{-3} \text{ см}$) [22-24].

За наявності в РАВ домішок речовин, які сильно поглинають теплові нейтрони (Cd, В, Gd), що може бути у РАВ чорнобильського походження, аналіз доцільно проводити на швидких нейтронах. Проте наявність у ядерному паливі значної кількості ^{238}U ($\sim 98\%$) обмежує верхній діапазон енергії швидких нейтронів. З аналізу поведінки перерізів ділення випливає, що найбільш слушним є діапазон енергій швидких нейтронів $1 \leq E_n \leq 800 \text{ кеВ}$. Для генерації нейтронів в даному разі доцільно використовувати комбіновану мішень, яка складається з важкого радіатора гальмівного випромінювання і легкого елемента (D_2 або Be) [22-24]. Енергію ЛУЕ в цьому випадку доцільно вибрати в інтервалі $E_0 = 4 \div 10 \text{ МеВ}$. Комбінована мішень із важкого радіатора гальмівного випромінювання (W, Ta, Au, Pt) і легкого елемента (Be, D_2O) дозволяє одержувати великі інтенсивності нейтронів. У разі використання ЛУЕ із зазначеною енергією очікуваний потік нейтронів із комбінованої товстої мішені при струмі 1 мА складе $\sim 10^{12}$ нейтронів/с.

У табл. 2 наведені розрахункові значення потоку нейтронів, що генеруються, для уранової мішені товщиною 2,5 см і комбінованої мішені (на основі Be товщиною 10 см) при

різних енергіях первинного пучка електронів і середнього струму 1 мА, а також оцінка виходів миттєвих нейтронів із контейнера, що містить 0,1 г СДМ (^{235}U).

Система, що реєструє нейтрони, складається з лічильників ^3He , розташованих навколо зовнішньої поверхні контейнера. Лічильники містяться у свинцевому екрані, оточені уповільнювачем (поліетилен) товщиною 5 см, поверх якого знаходиться аркушевий кадмій товщиною 1 мм. Повна ефективність з урахуванням геометрії близька до ефективності для системи Shuffler (~20%).

Очікувана чутливість аналізу при реєстрації запізнілих нейтронів у режимі роботи з тепловими нейтронами складає 2-3 мг СДМ у 200-л контейнері, при реєстрації швидких нейтронів чутливість у 10 разів вища. Очікується, що точність методу з використанням ЛУЕ буде не гірше 15%.

Реально точність аналізу залежить від розподілу СДМ усередині контейнера і від того, наскільки точно відомий склад матеріалу матриці. Для піску і заліза матричний ефект малий, у той час як наявність води, а також речовин, що поглинають нейтрони (бор, кадмій),

68

вносить значну похибку [25]. Для врахування впливу останніх необхідно контролювати потік теплових нейтронів, що виходять із контейнера, який залежить від властивостей матриці.

Таблиця 2. Розрахункові значення потоку і виходів нейтронів із контейнера ємністю 200 л, що містить 0,1 г СДМ при струмі пучка 1мА

Тип мішені	Уран		Комбінована на основі Be (10 см)	
Енергія пучка, MeV	10	20	4	10
Потік первинних нейтронів, нейтр./с	$2 \cdot 10^{12}$	$4 \cdot 10^{13}$	$5 \cdot 10^{11}$	$5 \cdot 10^{12}$
Вихід миттєвих нейтронів із контейнера, нейтр./с	$1 \cdot 10^8$	$6 \cdot 10^9$	$1 \cdot 10^6$	$9 \cdot 10^6$

Виходячи з оцінок швидкості набору інформації, продуктивність системи при контролі концентрації СДМ на рівні 0,1 г у контейнерах із РАВ ємністю 200 л складає 1 контейнер (0,2 м³) за 1000 с. При контролі концентрації СДМ на рівні 1-10 г у контейнері час аналізу можна значно скоротити.

Висновки

В основу запропонованої схеми сортування було закладено узвичаєний у світовій практиці принцип проведення сортування радіоактивних відходів у місцях їхнього утворення з метою мінімізації кількості РАВ. На сьогодні постачальники відходів (АЕС, промислові підприємства, науково-дослідні інститути, медичні установи) відправляють на пункти захоронення в основному відсортовані і паспортизовані РАВ. Тому розроблена схема в основному подає технологію сортування РАВ чорнобильського походження.

Відповідно до прийнятого принципу процес сортування може бути умовно розділений на три етапи:

- I. Первинне сортування РАВ по групах активності;
- II. Сортування РАВ за фізичними ознаками і активністю;
- III. Додатковий контроль і сортування РАВ за типом збереження.

Припускається, що роботи з I і II етапів будуть проводитися в місці (поблизу місця) вилучення РАВ. Для РАВ чорнобильського походження це можуть бути:

- об'єкт "Укриття";
- промайданчик;
- пункти тимчасової локалізації РАВ.

У зв'язку з відсутністю автоматизованих методів поділу відходів за фізичними принципами, заснованими на розходженні фізичних властивостей матеріалів, що сортуються (крім чорних металів), запропоновано вживати візуальний метод сортування з використанням дистанційно керованих маніпуляторів й інших механізмів.

Сортування РАВ за рівнем активності й часом звільнення від контролю пропонується робити за допомогою пасивного γ -методу з використанням кореляційних відношень. Упаковки з ВАВ, у яких буде визначено цим засобом наявність СДМ у кількості понад 10 г, будуть досліджуватися за допомогою активного нейтронного методу для більш точного визначення їхньої кількості. У випадку, коли активний нейтронний метод не буде затримувати технологічний процес, можливо його використання для паспортизації усіх ВАВ.

69

У запропонованій транспортно-технологічній схемі поводження з РАВ чорнобильського походження привертається увага до умовно довгоіснуючих САВ і НАВ, тобто до тих РАВ, що за чинним законодавством України повинні бути захоронені у стабільних геологічних формаціях. Існує значна ймовірність зміни законодавства і переходу на норми, що рекомендуються МАГ АТЕ й прийняті у світовій практиці, відповідно до яких дані відходи можуть бути віднесені до категорії короткоіснуючих. У зв'язку з цим пропонується поміщати їх на тимчасове збереження в окремі, спеціально обладнані сховища, що без великих фінансових витрат можуть бути переведені при зміні законодавства у розряд приповерхневих сховищ.

Робота виконана за фінансовим сприянням МНС України.

1. Комплексна програма поводження з радіоактивними відходами на 1996-2000 роки та до 2005 року.
2. *Холоша В.И., Корчагин П.А., Удод В.В.* Стратегический план Минчернобыля в сфере обращения с радиоактивными отходами в Украине // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1995. - Вип. 2. - С. 3-16.
3. *Холоша В.И., Соботович Е.В.* Концепція Чернобыльской Зоны відчуження на території України // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1994. - Вип. 1. - С. 3-17.
4. *Алешин А.М., Батий В.Г., Пазухин Э.М.* Радионуклидный состав топливосодержащих масс бассейна-барботера объекта "Укрытие": Междунар. конф. "Радиоактивные отходы. Хранение, транспортировка, переработка. Влияние на человека и окружающую среду", г. СПб., 14-18 окт. 1996 г.
5. *Batiy KG., Aljoshin A.M., Rud'ko V.M. et. al.* Radionuclide Composition and Ecological Danger of the "Shelter" Radioactive Waste. Int. Conf. on Nuclear Data for Science and Technology. Trieste, Italy: Abstract book, 1997. - May 19-24. - P.238.
6. *Алешин А.М., Батий В.Г., Ключников А.А., Рудько В.М.* Количество, расположение и технологическая схема обращения с РАО объекта "Укрытие": Тез. докл. Межд. Конф. Укр. ядерного общества "Безопасность и защита АЭС". - О., 1997. - С. 45.
7. *Панасюк М.Г., Рудько В.М., Хоренко І.П.* Результати досліджень забруднення геологічного середовища в районі об'єкта "Укриття": Тез. наук.-практ. конф. "Наука. Чорнобиль-97", Київ, 11-12 лют. 1998 р. - К., 1998. - С. 201.
8. *Батий В. Г., Алешин А.М., Рудько В.М., Стоянов А.И.* Радионуклидный состав радиоактивных отходов объекта "Укрытие" и требования к технологиям обращения с ними // Проблемы Чернобыля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чорнобиль, 1998. - Вип. 2. - С. 34.
9. *Панасюк И.И., Батий В.Г., Криницин А.П. и др.* Свойства и экологическая опасность радиоактивных отходов, локализованных под каскадной стеной объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобыля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чорнобиль, 1998. - Вип. 2. - С. 38.
10. *Панасюк Н.И., Павлюченко Н.И., Онищенко И.П. и др.* Оценка радиоактивного загрязнения грунтов и грунтовых вод на промплощадке объекта "Укрытие" и прилегающей территории: Тез. докл. междунар. конф. "Экология предприятий ядерной энергетики", Украина, 21-24 сент. 1998 г. - О.: Астропринт. - С. 72.
11. *Леденев А.И., Овчаров П.А., Мишурнина И.Б., Антропов В.М.* Результаты комплексных исследований радиационного состояния пунктов временной локализации радиоактивных отходов в Зоне отчуждения ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1995. - Вип. 2. - С. 46-51.
12. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-85). - М., 1986.
13. Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений (ОСП-72/87). - М.: Энергоатомиздат, 1988.
14. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СПАС-88). - М., 1988.
15. Закон України про поводження з радіоактивними відходами.

70

16. *Батий В.Г., Ключников А.А., Рудько В.М. и др.* Стратегия обращения с радиоактивными отходами объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобыля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чорнобиль. - 1998. - Вип. 2. - С. 7.
17. *Щербин В.Н., Рудько В.М., Батий В.Г. и др.* Концептуальный проект извлечения топливосодержащих материалов и обращения с радиоактивными отходами объекта "Укрытие" (проект "Старт") // Проблемы Чернобыля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чорнобиль, 1998. - Вип. 2. - С. 11.

18. Батий В.Г., Ключников А.А., Рудько В.М. Алешин А.М. Принципиальная технологическая схема обращения с радиоактивными отходами объекта "Укрытие". // Проблемы Чернобиля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чернобыль, 1998. - Вип. 2. - С. 24.
19. Щербин В.Н., Рудько В.М., Батий В.Г. и др. Организация безопасного извлечения ТСМ и других РАО из объекта "Укрытие": Тез. докл. междунар. конф. "Экология предприятий ядерной энергетики", Украина, 21-24 сентября 1998 г. - О.: Астропринт. - С. 72.
20. Рудько В.М., Батий В.Г., Закревский Ю.А. и др. Разработка принципиальных технологических решений для извлечения радиоактивных материалов и конструкций из помещений объекта "Укрытие" // Проблемы Чернобиля: Наук.-техн. зб. / МНТЦ "Укриття" НАН України. - Чернобыль, 1998. - Вип. 4. - С. 18.
21. Ковалев В.П. Вторичные излучения ускорителей электронов. - М.: Атомиздат, 1979.
22. Ковалев В.П. Ускорители в неразрушающем контроле. - М.: Энергоатомиздат, 1983.
23. Бурмистенко Ю.Н. Фотоядерный анализ состава вещества. - М.: Энерго- атомиздат, 1986.
24. Фролов В.В. Ядерно-физические методы контроля делящихся веществ. - М.: Энергоатомиздат, 1989.
25. Перечень требований по перевозке определенных типов грузов радиоактивных веществ // Руководство МАГАТЭ по безопасности. - Вена: МАГАТЭ, 1990. - (Сер. 80).

Національний науковий центр "Харківський фізико-технічний інститут"
310108 м. Харків, вул. Академічна, 1

УДК 612.03. : 612.26:577.39-1:591.433

Н.М. Кургалюк

**Вплив альфа-кетоглутарату натрію на пострадіаційні зміни
процесів переамінування, окислення та вміст медіаторних речовин
у травних залозах білих щурів**

Досліджувалась активність процесів переамінування (аланінамінатрансферази (АлАТ) і аспартатамінатрансферази (АсАТ)), сукцинатдегідрогенази та вміст медіаторних речовин (адреналіну, норадреналіну) у тканинах травних залоз і крові після щоденного рентгенівського опромінення тварин і досягнення сумарних доз опромінення 10, 20 та 30 Р й курсового введення альфа-кетоглутарату натрію. Тривале 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 радіочутливих, таких як підшлункова залоза і слизова оболонка тонкої кишки. Зростання вмісту ацетилхоліну в тканинах травних залоз і крові та зниження концентрації адреналіноподібних речовин на фоні зниженої холінестеразної активності дозволяє пролонгувати реакцію холіноміметичного впливу екзогенного альфа-кетоглутарату натрію.

© Н.М. Кургалюк

71

Субстрати циклу трикарбонових кислот (ЦТК) привернули увагу дослідників з метою використання природних для організму сполук у радіобіологічних дослідженнях. Значною мірою як радіопротектор використовується сукцинат натрію, здатний нормалізувати різноспрямовані відхилення, викликані радіаційним впливом [1]. Встановлені у нашій лабораторії радіотерапевтичні властивості іншого інтермедіата ЦТК - альфа-кетоглутарату натрію КГЛ) [2] - спрямували подальші роботи з розробки шляхів корекції функцій енергозабезпечення і медіаторного балансу тканин травних залоз опромінених тварин при введенні цього препарату. Перед нами стояло завдання: дослідити вплив тривалого введення КГЛ на пострадіаційні зміни процесів переамінування, сукцинатдегідрогеназної активності (СДГ) та зміни вмісту медіаторних речовин (концентрація ацетилхоліну (АХ) та адреналіноподібних речовин (норадреналін, адреналін) на фоні холінестеразної активності (ХЕ)) тканин травних залоз і крові при опроміненні щурів у малих дозах.

Матеріали та методи

Досліди проводили на нелінійних білих щурах-самцях масою 200±20 г, які утримувались в умовах віварію на стандартному раціоні. Тварин опромінювали щоденно тотально рентгенівськими променями на апараті РУМ-17 у дозі 1 Р до досягнення сумарних доз опромінення 10, 20 та 30 Р. Умови опромінення: напруга 110 kV, струм 4 мА, фільтр Cu 0,5 і Al 1, відстань 2 м, потужність дози 0,2 Р/хв, час опромінення - 5 хв.

Тварин поділяли на кілька груп залежно від умов експерименту: перша - контрольна, друга - дослідна, яку становили опромінені тварини. До третьої дослідної групи відведені

щурі, яких опромінювали аналогічно до щурів другої групи, але впродовж експерименту, після досягнення сумарної дози 10 та 20 Р, напоювали розчином альфа-кетоглутарату натрію у концентрації 2,5 мг/мл замість питної води або вводили препарат одноразово у дозі 20 мг/100 г маси [2]. Сумарні дози препарату становили: для першої групи тварин - 200 мг/100 г маси, другої - 100 мг/100 г маси тварин. Декапітацію тварин проводили після досягнення вказаних доз опромінення (10, 20 та 30 Р).

Активність ферментів переамінування (аланін- і аспартатамінотрансферази) визначали за методом Л.М. Осадчої [3], активність СДГ - спектрофотометричним методом Н.Д. Єщенка, Г.Г. Вольського [4], концентрацію ацетилхоліну і холінестеразну активність (ХЕ) досліджуваних тканин - методом [5] у модифікації [6], концентрацію адреналіну (АД) і норадреналіну (НА) - диференційно-флюоресцентною методикою [7]. Вміст білка визначали методом [8]. Результати досліджень аналізували методом варіаційної статистики [9]. Ступінь спряженості між окремими досліджуваними показниками і спрямованість існуючого між ними зв'язку визначали за коефіцієнтом кореляції (r) [9].

72

Результати досліджень та їх обговорення

1. Вплив тривалого введення в організм альфа-кетоглутарату натрію на амінотрансферазну і сукцинатдегідрогеназну активність та нейромедіаторний баланс у тканинах травних залоз

З метою виявлення пролонгованого ефекту в дії КГЛ на показники енергетичного обміну секреторних тканин та медіаторний баланс у них тварин напоювали розчином КГЛ замість питної води протягом 3-х і 5-ти діб до досягнення сумарної дози 90 і 120 мг/100 г маси. Встановлено, що в тканині печінки впродовж 3-х діб вживання КГЛ зростає вміст АХ на 22% ($p < 0,05$) та дещо підвищується концентрація катехоламінів: АД - на 9%, а НА - на 12% хоча ці зміни не були достовірними. Такий ефект під впливом екзогенного КГЛ - результат його холіноміметичної дії, що було встановлено у нашій лабораторії. Така "м'яка" стимулююча дія АХ на викид катехоламінів з мозкового шару наднирників сприяє появи тенденції до збільшення у печінці вмісту НА.

Активність амінотрансфераз коливалася в межах контрольних величин і становила: для АсАТ - 96,3%, а для АлАТ - 95,1%. Зміни вмісту холінергічного медіатора корелювали ($r = 0,876$) із достовірним зниженням активності СДГ, яка становила лише 43,9% ($p < 0,001$) значень у контрольних тварин, що не вживали КГЛ.

На 5-ту добу при хронічному напоюванні тварин КГЛ вміст АХ у тканині печінки дещо знижувався і становив тільки 93% від норми, проте знижувався й вміст катехоламінів: концентрація АД становила лише 78% ($p < 0,05$), а НА - 83% ($p < 0,05$) щодо контролю. Зниження вмісту катехоламінів корелювало ($r = 0,907$) із зниженням активності СДГ, яка становила тільки 87% ($p < 0,05$) значень контролю. Активність АлАТ зростала на 7%, а АсАТ - достовірно знижувалась до 79,6% порівняно з контролем. Протягом двох періодів визначень активність ХЕ цільної крові знижувалась до 78% ($p < 0,05$) та 72% ($p < 0,05$) порівняно з контролем.

Для тканини підшлункової залози щурів триденне вживання КГЛ призводило до таких змін в активності амінотрансфераз: АлАТ зростала на 13%, але це зростання не було статистично достовірним, а збільшення АсАТ на 55% ($p < 0,001$) порівняно з контролем було достовірним. На 5-ту добу збільшення активності цих ферментів виявилось значно меншим порівняно з попередніми термінами визначення і становило: для АлАТ - 110%, а АсАТ - 111% норми і було статистично недостовірне. Для дегідрогенази сукцинату за всіх термінів визначення спостерігалось значне достовірне зниження активності: на 3-тю добу воно становило 74% ($p < 0,001$), а на 5-ту - 71,8% ($p < 0,001$) порівняно з контролем.

Тканина слизової оболонки тонкої кишки при тривалому введенні розчину КГЛ характеризувалась достовірним зниженням активності обох амінотрансфераз: до 71,4% ($p < 0,001$) для АлАТ і до 76,1% ($p < 0,001$) для АсАТ на 3-тю добу. На 5-ту добу хронічного впливу КГЛ спостерігалось деяке зростання порівняно з попереднім терміном активності ферментів переамінування, яке, проте, не досягає контролю. Вказане зростання активності

АлАТ та АсАТ тісно корелює ($r=-0,842$; $r=-0,832$, відповідно) зі зниженням активності СДГ до 87,5% ($p<0,05$).

Отже, отримані результати свідчать, що для тканини печінки порівняно з іншими тканинами встановлено тривалий вплив КГЛ на енергетичний обмін, пов'язаний передусім із зниженням симпатичної та посиленням парасимпатичної ланки регуляції,

73

що виражається у зростанні вмісту АХ, дефіциті катехоламінів, зниженні активності ХЕ цільної крові, обмеженні активації пов'язаного з ними, згідно з медіаторно-субстратно-нуклеотидною системою [10], сукцинату, який пролонгований у часі. Проте в цьому випадку ефект введеного інтермедіата ЦТК опосередковується через безліч нейрогуморальних ланок, що засвідчує активність ферментів переамінування, яка залишається у межах контролю. Зазначений вплив виявляється краще на системі з вираженою парасимпатичною залежністю, наприклад, підшлунковій залозі, оскільки саме в цьому органі виявлено значне достовірне зростання активності АлАТ і АсАТ при одночасному статистично достовірному зниженні активності дегідрогенази сукцинату. Для тканини слизової оболонки тонкої кишки виявлено достовірне зниження активності ферментів переамінування, виражене сильніше протягом меншого терміну хронічного впливу КГЛ, яке при подальшому визначенні виявляє тенденцію до нормалізації, а ось СДГ-на активність за цих умов знижується, хоча зміни не є статистично достовірними.

Тому наступні наші дослідження спрямовані на вивчення тривалого застосування КГЛ з метою корекції процесів переамінування, окислення та медіаторного балансу опромінених в малих дозах щурів.

2. Активність процесів переамінування, окислення та вміст медіаторних речовин у тканинах травних залоз і крові після щоденного рентгенівського опромінення тварин та курсового введення альфа-кетоглутарату натрію

Вивчення характеру змін активності ферментів переамінування засвідчує їх високу чутливість до дії рентгенівського опромінення, особливо виражену вже при найменших дозах опромінення (10 Р) у тканині слизової оболонки тонкої кишки, яка поглиблюється при досягненні сумарної дози 30 Р. Щоденне тотальне рентгенівське опромінення щурів у сумарній дозі 10 Р супроводжується статистично достовірним зниженням активності ферментів переамінування для тканини підшлункової залози, а от для ферментативної активності тканини печінки ці зміни були суттєвими, оскільки коливались у межах контролю. Введення препарату за цих умов призводило до зростання активності досліджуваних показників (табл. 1). У табл. 1 наведені результати лише для тканини печінки і слизової оболонки тонкої кишки.

Іонізуюче опромінення у сумарній дозі 20 Р значною мірою впливає на активність ферментів переамінування тканини слизової оболонки тонкої кишки і підшлункової залози. Це засвідчує включення захисних механізмів репарації і відновлення клітинних структур цих тканин, яке погребує додаткового енергетичного забезпечення. Введення курсових доз альфа-кетоглутарату нормалізує активність амінотрансфераз, що значною мірою впливає на більшість ферментативних процесів опроміненого організму, оскільки ферменти переамінування є сполучною ланкою між пластичним і енергетичним обміном.

Дослідження процесів ферментативного переамінування свідчить про їх надзвичайно високу чутливість до тривалого іонізуючого опромінення тварин при досягненні сумарної дози 30 Р, особливо вираженої у тканині печінки і слизової оболонки тонкої кишки. Зокрема, зниження АлАТ для тканини слизової оболонки тонкої кишки становить 68% щодо значень неопроміненого контролю ($p<0,01$), а для активності АсАТ встановлене 135-відсоткове зростання ($p<0,01$).

74

Таблиця 1. Зміни активності аланін- та аспартатамінотрансфераз і сукцинатдегідрогенази у тканинах травних залоз при хронічному введенні α -кетоглутарату натрію опроміненим білим щурам

Умови досліджу	АлАТ	АсАТ	СДГ
----------------	------	------	-----

	мкмоль пірувату Na/г тк/год		нмоль сукцинату Na/мг білка/хв
Печінка			
10 P-30 P			
Контроль	1046±28	1142±11	11,14±0,23
Опромінення	978±34	1176±13*	13,8±0,20*
Вплив КГЛ	1256±21**	1234±32	8,1±1,1**
20 P-30 P			
Контроль	988,1±13	835±13	12,03±0,29
Опромінення	876±21*	978±15*	14,33±0,14*
Вплив КГЛ	1256±43**	1043±21**	7,21±0,21**
30 P			
Контроль	1024±17	938±32	10,12±0,33
Опромінення	876±18*	765±21*	11,61±0,33*
Вплив КГЛ	913±13	902±34**	9,31±1,23
Слизова оболонка тонкої кишки			
10 P-30 P			
Контроль	224±17	128,3±10	7,64±0,54
Опромінення	316±17*	97,7±2,77*	8,27±0,75
Вплив КГЛ	341±5,9	159,3±9,4**	5,31±0,12**
20 P-30 P			
Контроль	271±2,3	163±6,8	6,71±0,6
Опромінення	269±11,4	148±3,7*	4,49±0,7*
Вплив КГЛ	311±13**	258±8,4**	6,128±0,5**
30 P			
Контроль	359±18	167±9,4	5,14±0,23
Опромінення	245±13*	225±6,8*	4,80±0,20
Вплив КГЛ	271±9	311±11**	7,12±0,13**

* статистично достовірна різниця порівняно з контролем ($p < 0,05$)

** те ж між опроміненням і введенням препарату

Щоденне тотальне рентгенівське опромінення зумовлює також і зміни амінотрансферазної активності тканини печінки, яка вважається найбільш радіорезистентною серед досліджуваних органів системи травлення. Це пов'язується із значним зниженням активності АлАТ (до 86% щодо контрольних значень) та АсАТ (до 81,6% при значенні достовірності $p < 0,01$). Курсове введення препарату статистично достовірно призводить до зростання активності обох амінотрансфераз до значень неопроміненого контролю.

Введення курсових доз альфа-кетоглутарату після опромінення тварин у дозах 10 і 20 Р й досягнення сумарної дози 30 Р зменшує достовірно ступінь пригнічення обох амінотрансфераз у печінці й підшлунковій залозі. Як тривале введення препарату (напоювання тварин), так і одноразове внутрішньочеревне введення сприяє нормалізації процесів, пов'язаних з функціонуванням АлАТ і АсАТ опроміненого організму до рівня неопроміненого контролю у відносно радіорезистентних органах (наприклад печінці) і радіочутливих, таких як підшлункова залоза і слизова оболонка тонкої кишки, що в кінцевому результаті має значення для функціонування: цілісного організму, який постійно зазнає тривалого іонізуючого впливу.

Таблиця 2. Вплив курсових доз α -кетоглутарату натрію на вміст ацетилхоліну і холінестеразну активність щільної крові білих щурів при щоденному рентгенівському опроміненні у дозі 1 Р (n=6)

Умови досліджу	Кров	
	Вміст АХ мкМ АХ/мл	ХЕ мкМ АХ/мл/хв
10 Р-30 Р		
Контроль	3,1 $\pm$ 0,21	3,56 $\pm$ 0,4
Опромінення	3,51 $\pm$ 0,11	5,01 $\pm$ 0,1*
Вплив КГЛ	4,56 $\pm$ 0,23**	3,21 $\pm$ 0,2**
20 Р – 30 Р		
Контроль	2,74 $\pm$ 0,11	3,94 $\pm$ 0,11
Опромінення	3,65 $\pm$ 0,17*	4,73 $\pm$ 0,2*
Вплив КГЛ	4,11 $\pm$ 0,11**	2,31 $\pm$ 0,11**
30 Р		
Контроль	5,45 $\pm$ 0,32	4,32 $\pm$ 0,15
Опромінення	6,29 $\pm$ 0,56	5,32 $\pm$ 0,13*
Вплив КГЛ	7,34 $\pm$ 0,19	2,44 $\pm$ 0,12**

* різниця порівняно з контролем статистично достовірна ($p < 0,05$)

** теж між опроміненням і введенням препарату

Вимірювання активності сукцинатдегідрогенази (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 (табл. 1).

Встановлено, що протягом усіх термінів визначення активність СДГ тканини печінки статистично достовірно підвищена і коливається у межах 114-121% від контролю. Курсове введення аліфа-кетоглутарату натрію зумовлює зниження СДГ-ї активності тканини печінки за всіх термінів експерименту, однак відсоток зниження був неоднаковим. Зокрема, при опроміненні щурів у сумарній дозі 10 Р зниження становило 62% щодо даних опромінення без введення препарату при значенні достовірності $p < 0,01$ (табл.1). Для другого періоду визначення зниження становило 50,3% щодо опромінення, а для третього терміну - 80%.

Тривале щоденне іонізуюче опромінення призводить також до різноспрямованих змін активності дегідрогенази сукцинату тканини слизової оболонки тонкої кишки. Серед досліджуваних тканин саме ця характеризується найменшою регуляторною залежністю від холінергічної ланки регуляції та найвищою радіочутливістю. Якщо в перший період визначення СДГ-на активність дещо підвищена, то в інші терміни дослідів - знижена. Найнижчий відсоток встановлено для терміну 20 Р - 67 ($p < 0,05$). Парентеральне введення альфа-кетоглутарату з метою терапевтичного впливу призводить до неоднозначних змін активності СДГ.

Отже, виявлені ранні зміни в системі енергетичного забезпечення функціонування систем організму, пов'язані з використанням такого субстрату як сукцинат, вказують на значну залежність цієї ланки обміну від порушень, які завдає тривалий іонізуючий вплив у малих дозах у таких радіочутливих тканинах, як слизова оболонка тонкої кишки, підшлункова залоза, і у відносно резистентних, таких як тканини печінки.

Співвідношення адрено- і холінергічних механізмів у формуванні реакції-відповіді організму та їх клітинних медіаторів на гострий патологічний вплив, обумовлений дією хронічного рентгенівського опромінення, розглядається у літературі як двоетапний процес. Якщо на першому етапі розвитку компенсаторно оптимальними є адренергічні механізми, то на другому - холінергічні [11]. Відомо, що екзогенний альфа-кетоглутарат активує передусім холінергічний механізм регуляції через систему ацетилхолін-холінестераза [12]. Тому наступні наші дослідження спрямовані на вивчення змін саме цієї ланки.

Таблиця 3. Вплив курсових доз α -кетоглутарату натрію на медіаторний баланс тканини печінки білих щурів при щоденному рентгенівському опроміненні у дозі 1 Р (n=6)

Умови досліджу	Вміст АХ мкМ АХ/г сирої тканини	Вміст катехоламінів (мкг/г тканини)	
		Адреналін	Норадреналін
10 Р-30 Р			
Контроль	3,17±0,44	3,96±0,78	10,67±1,11
Опромінення	2,76±0,21	5,11±0,24	14,44±0,87*
Вплив КГЛ	4,29±0,56**	4,31±0,11**	10,32±0,11**
20 Р - 30 Р			
Контроль	2,98±0,16	3,95±0,27	12,66±1,13
Опромінення	1,73±0,22	6,69±0,12*	15.31±0,76
Вплив КГЛ	4,16±0,11**	5,38±0,11**	9,51±0,11*
30 Р			
Контроль	4,46±0,22	6,74±0,97	15,33±1,05
Опромінення	2,23±0,43*	9,53±1,01	16,31±0,32
Вплив КГЛ	6,22±0,24**	7,31±0,71	10,59±0,45**

* різниця порівняно з контролем статистично достовірна ($p < 0,05$)

** те ж між опроміненням і введенням препарату

Наведені у табл. 2 і 3 результати засвідчують, що при опроміненні у крові значно зростає вміст АХ протягом усіх термінів дослідження на фоні статистично достовірного зростання активності ХЕ цільної крові. Можливо, таке зростання вмісту АХ обумовлене значним надходженням цього медіатора у кров з тканин, зокрема печінки, де його концентрація статистично достовірно знижується впродовж всіх термінів експерименту. Поряд з цим у тканині печінки встановлене достовірне зростання вмісту адреналіноподібних сполук - адреналіну та норадреналіну. Терапевтичне застосування КГЛ (напоювання тварин, внутрішньочеревне введення) спричинює зростання вмісту АХ, зниження концентрації катехоламінів на фоні достовірного зниження активності ХЕ цільної крові впродовж експерименту. Це дозволяє пролонгувати реакцію холінергічних механізмів та переключати енергетичний обмін у напрямі здійснення відновних процесів опроміненого організму, що відзначено нами та іншими авторами за різних патологічних впливів [13, 14].

Отже, отримані результати вказують на доцільність застосування альфа-кетоглутарату натрію як природного субстрату енергетичного обміну для нормалізації обмінних процесів опроміненого організму.

1. *Ивницкий Ю.Ю., Штурм Р.* Защита мышей от рентгеновского излучения сукцинатом натрия // Радиобиология. - 1990. - Т. 30. - Вып. 5. - С. 704-706.

2. *Кургалюк Н.М., Шостаковська І.В., Долиба М.М.* Вплив екзогенного альфа-кетоглутарату натрію на резистентність щурів до іонізуючого опромінення // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1997. - Вип. 5. - С. 151-154.

3. *Осадчая Л.М.* Определение активности аминотрансфераз в тканях // Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). - Л.: Изд-во Ленинград, ун-та, 1982. - С. 246-250.

4. *Ещенко Н.Д., Вольский Г.Г.* Определение количества янтарной кислоты и активности сукцинатдегидрогеназы // Методы биохимических исследований: Сб. научн. ст. - Л.: Изд-во Ленинград, ун-та. - 1982. - С. 2С7-2Л2.

5. *Hestrin S.* The reaction of Acetylcholine arid other caiboxyllic acid derivatives with hydroxylamine and its analitical application // J. Biol. Chem., 1949. - Мl. - Р. 243-250.

6. *McDonald K.P., Gerber C., Nielson M.D.* Ultramicrodetermination of acetylcholine in cerebrospinal fluid // Harp. Hasp. Bull, Detroit. - 1955. - 25. - Р. 1367.

7. *Осинская В.О.* Исследования обмена адреналина и норадреналина в тканях животного организма // Биохимия - 1957. - 22, Вып. 3. - С. 537-545.

8. Lowry O., Rosenbrongh Farr J. et al. Protein measurements with the Folin protein reagent // J. Biol. Chem. - 1951. - V. 153. - P. 265-275.
9. Деркач М.П., Гумецький Р.Я., Чабан М.Є. Курс варіаційної статистики. - К.: Вища шк., 1977. - 207 с.
10. Шостаковская И.В., Бабский А.М. Влияние адреналина на транспорт кальция и окислительное фосфорилирование в митохондриях // Укр. биохим. журн. - 1986. - 58, № 1. - С. 57-62.
11. Дорофеев Т.К., Кожемякин Д.А., Ивашкин В. Т. Циклические нуклеотиды и адаптация организма. - Л.: Наука, 1978. - 155 с.
12. Кургалюк Н.М., Шостаковська І.В., Гордій С.К. Вплив α -кетоглутарової кислоти на холінергічну ланку регуляції опромінених в летальній дозі щурів // Медико-біологічні проблеми адаптації в сучасних умовах існування організму: Матеріали наук.-практ. семінару-симп. 14-16 берез. 1995 р. - Кузнецовськ-Львів, 1995. - С. 20.
13. Доліба М.М., Кургалюк Н.М., Музика Ф.В. Синергізм дії α -кетоглутарату і ацетилхоліну на енергетичний обмін в митохондриях // Фізіол. журн. - 1993. - 39, № 5/6. - С. 65-70.
14. Маркова О.О., Коптюх В.В. Дія адреналіну і норадреналіну на резистентність серця до гіпоксії // Фізіол. журн. - 1976. - Т. 22. - № 3. - С. 343-348.

Автор вдячна Західно-Українському Біомедичному Дослідному Центру, а саме, професору н. П. Міцевичу (м. Лос-Анджелес, США) та професору н. Р. Стойці (м. Львів, Україна) за фінансову підтримку досліджень.

Кафедра фізіології людини і тварин Львівського державного університету ім. І.Франка

УДК 599.723:576.8 (477.4)

Е.А. Сливинская, Г.М. Двойнос, Л.С. Балашов

Эколого-паразитопогический мониторинг популяции лошади Пржевальского (*Equus Przewalskii* Polj., 1881) в Чернобыльской зоне

Приведены результаты трёхлетнего мониторинга за популяцией лошади Пржевальского (*Equus Przewalskii* Polj., 1881), существующей в Чернобыльской зоне с 1998 г. Проведена оценка пригодности растительного покрова с учётом ядовитых и вредоносных видов для прокорма лошадей.

Паразитологические исследования показали 100-процентную экстенсивность заражения всех лошадей спронгилидами и 100-процентную экстенсивность заражения молодых (>2 лет) лошадей параскаридами. Динамика стронгилидных инвазий характеризуется наличием весеннего и осеннего пиков.

Зафиксированы параметры накопления радионуклидов в организме лошади Пржевальского. Коэффициент концентрации составил около 2%. Установлена высокая устойчивость и эколого-физиологическая пластичность поголовья диких лошадей, его способность осваивать пастбища и залежи Чернобыльской зоны.

© Е.А. Сливинская, Г.М. Двойнос, Л.С. Балашов

78

На бывших пахотных землях (залежах) зоны отчуждения, площадь которых составляет 816 км² (это 40% всей территории), происходят процессы спонтанного развития растительных сообществ, в результате накапливается значительное количество сухой травянистой массы. Толстый шар "сена на корню" замедляет природное лесовозобновление и увеличивает пожароопасность этих территорий. Таким образом, проблема разработки схемы реабилитации радиационно-загрязнённых территорий является актуальной. В связи с этим предложено решить проблему использования растительности залежей зоны путем выпаса на них крупных травоядных копытных, в частности лошадей Пржевальского [1].

Летом 1998 г. в зону отчуждения выпущена первая партия диких лошадей. Несколько жеребцов из Лозовского конного завода и большая часть поголовья из Биосферного заповедника "Аскания-Нова", где лошади содержались в полувольном состоянии. Попытка завоза лошадей из конного завода показала, что интродукция животных должна проходить с учетом их этиологических особенностей, в частности поведения в группе. При этом привыкание лошадей к человеку, безусловно, не является положительным моментом, поскольку все лошади, не боявшиеся человека, - погибли [2].

Все лошади из Аскании-Нова (исключая нескольких животных, которые погибли при/или вследствие транспортировки) прижились. Копытные организовались таким образом:

Репродуктивная группа с 1999 г. (9 кобыл, 1 жеребец, 4 жеребят 1998/99 гг.; 5 жеребят 2000 г.; 4 жеребят 2001 г.).

Репродуктивная группа с 2000 г. (6 кобыл, 1 жеребец, 1 жеребёнок 2001 г.).

Холостяцкая группа из 2-х жеребцов.

Таким образом, на сегодняшний день в зоне отчуждения находятся 33 особи дикой лошади, которые и стали объектами наших исследований.

Наблюдения велись с момента завоза животных. Была проведена оценка пригодности растительного покрова Чернобыльской зоны отчуждения для лошадей Пржевальского. Установлено, что травянистая растительность зоны отчуждения представлена типичными залежными сообществами (пырейными, сорно-пырейными и полынно-разнотравными), разнотравно-злаковыми луговыми сообществами в поймах рек и разнотравно-осоковыми сообществами на болотах. Частично травянистый корм дают лесные и кустарниковые сообщества. Проанализировано количество ядовитых и вредоносных для лошадей растений, их видовой состав, участие в травостое.

Установлены следующие вредоносные растения: дурнишник обыкновенный (*Xanthium strumarium* L.), дурнишник колючий (*X. spinosum* L.), липучка оттопыренная (*Lappula squamosa* (Retz.)), липучка пониклая (*L. patula* (Lehm) Menyharth), щетинник зелёный (*Setaria viridis* (L.) P.B.).

Ядовитые растения: звездчатка злочная (*Stellaria graminea* L.), звездчатка ланцетовидная (*St. holostea* L.), рабитник русский (*Chaemocytisus ruthenicus* Fisch), жерушник лесной (*Rorripa sylvestris* (L.) Bess), паслён сладко-горький (*Solanum dulcamara* L.), мыльнянка лекарственная (*Saponaria officinalis* L.).

Поскольку растения этих видов встречаются в сообществах в единичных экземплярах, есть основание полагать, что существенного вреда диким лошадям они не окажут. Растительный покров зоны отчуждения характеризуется высоким видовым разнообразием. Площади залежей, лугов и лесов имеют достаточно большой кормовой потенциал.

79

Нами была сделана попытка выяснения влияния лошадей на растительные сообщества. В частности, изучался феномен зоохории. Не останавливаясь на методике проведенных экспериментов, отметим, что прохождение семени через пищеварительную систему и дальнейшее прорастание зависит от величины (размера) и стойкости оболочки: чем семечко мельче, тем оно меньше перетирается зубами и проходит через кишечник лошади, сохраняя способность к прорастанию. Это является одной из причин доминирования злаков в растительных сообществах пастбищной экосистемы. В ходе проведения полевых исследований установлен факт поедания лошадьми веточного корма зимой и ранней весной - в период наиболее бедный на витаминизированные корма. Дикие лошади активно объедают молодые, тонкие ветки верб (*Salix* spp.).

Паразитологические наблюдения велись с момента интродукции диких лошадей в зону. Как известно, у лошадиных (Equidae) зарегистрировано свыше 90 видов гельминтов [3]. Среди них наиболее многочисленную и разнообразную группу составляют нематоды семейства Strongylidae - специфические паразиты толстого кишечника диких и домашних лошадей. У современных лошадей зарегистрированы 63 вида стронгилид, относящиеся к 21 роду двух подсемейств, - Strongylinae и Cyathostominae (=Trichonematinae), которые по своему патогенному влиянию на организм хозяина составляют одну из наиболее экономически важных групп паразитов. В современных условиях, когда сокращены площади пастбищ и регистрируется высокая зараженность лошадей стронгилидами, основой профилактики инвазий является интенсивное применение антигельминтиков [4]. Поэтому данные о зараженности лошадей гельминтами являются объективным критерием оценки эпизоотической ситуации по гельминтозам. Выяснение видового состава возбудителей, их классификация и изучение морфобиологических особенностей составляют основу при разработке эффективных методов профилактики инвазий.

В настоящее время в связи с реализацией программ сохранения и расселения лошади Пржевальского возрастает интерес к гельминто-фаунистическим исследованиям аборигенных и реликтовых форм хозяев, выяснению закономерностей формирования сообществ гельминтов у лошадей в естественных условиях на заповедных и охраняемых (Чернобыльская зона отчуждения) территориях.

Паразитологические, в частности гельминтологические исследования популяции диких лошадей проводились с использованием методов гельминтоскопии, овоскопии, ларвоскопии и вскрытия. Выявлено 100-процентную экстенсивность заражения особей разных возрастных групп стронгилидами и 100-процентную экстенсивность заражения молодых (до двух лет) лошадей параскаридами (рис. 1). Инвазия, вызванная видом *Parascaris equorum*, выявлена у взрослых кобыл, которые служат основным источником инвазии для подсосных жеребят.

Как известно, сезонная динамика стронгилидных инвазий характеризуется наличием двух пиков: весеннего, более выраженного, и осеннего, более низкого [5-9]. Увеличение биологического разнообразия пастбищной экосистемы, особенно растительных сообществ, по сезонам и фазам вегетации, развитие иммунитета у хозяина обуславливают снижение весеннего пика. Известно, что употребление определенных видов растений может приводить к подавлению стронгилидных инвазий [10-12]. В зоне отчуждения встречаются такие антигельминтные растения, как пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare* L.), полынь горькая (*Artemisia absinthium*), льнянка обыкновенная (*Linaria vulgaris* Mill), черника (*Vaccinium*

80

myrtillus L.), чистотел большой (*Chelidonium majus* L.), булавоносец седой (*Corynephorus canescens* (L.) P.B.), зверобой обыкновенный (*Hypericum perforatum* L.) и некоторые другие. Важно учитывать влияние видового состава употребляемых растений на динамику инвазий.

Следует подчеркнуть, что, несмотря на высокий уровень зараженности, клинически выраженных симптомов гельминтозов у поголовья исследованных нами диких лошадей не выявлено. Лошади сохраняют характерные биологические особенности и высокую устойчивость к инвазиям, что проявляется в хорошем клиническом состоянии животных и росте численности поголовья.

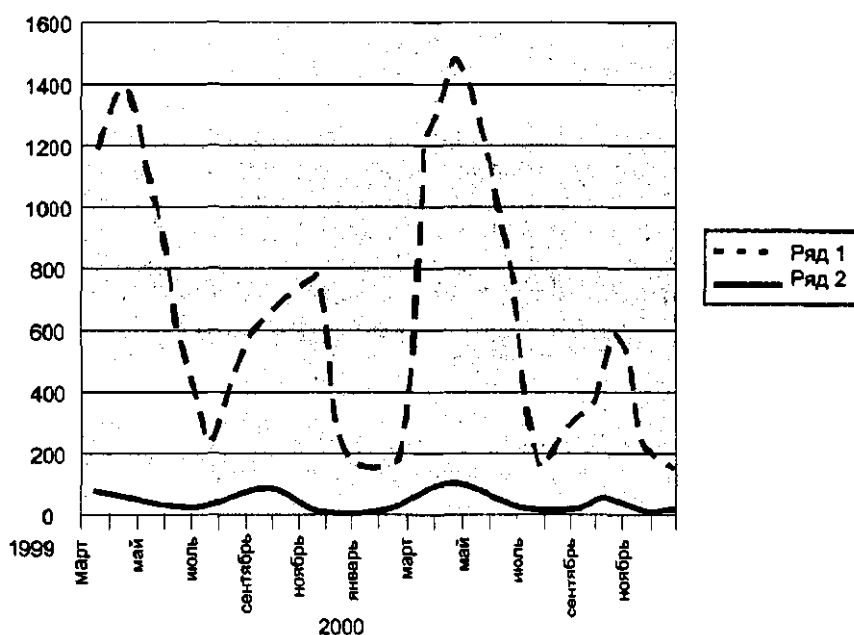


Рис. 1. Результаты гельминтологического анализа проб фекалий диких лошадей по сезонам (1999-2000 гг.):

ЕрГ - количество яиц в грамме фекалий; ряд 1 - стронгилиды; ряд 2 - параскариды

Параллельно проводился радиоэкологический мониторинг диких лошадей. Исследованы на загрязнение радионуклидами пастбищная трава (сено), фекалии, материал от жеребца Пионера, погибшего вследствие травмы. Установлено, что загрязнение основного корма по цезию-137 (сена) колеблется от 160 до 1300 Бк/кг. Соответственно изменяется загрязнение лошадиных фекалий - от 180 до 3100 Бк/кг. Как и у домашних лошадей, концентрация цезия-137 в фекалиях превышает его содержание в кормах (сене) [13].

Материал жеребца Пионера дал возможность определить параметры накопления радионуклидов в организме. Концентрация цезия-137 в мышцах составляла 44 Бк/кг, в печени - 31 Бк/кг, в селезёнке - 39 Бк/кг. Концентрация стронция-90 в костях колебалась от

6100 до 9100 Бк/кг, в мышцах - 21-24 Бк/кг. Коэффициент концентрации (поступление цезия-137 в 1 кг конины из суточного рациона) составил около 2%.

Таким образом, метаболизм радионуклидов в организме диких лошадей по сравнению с домашними породами, а также крупным рогатым скотом имеет ряд существенных отличий. Так, коэффициент концентрации - показатель, который является одним из основных

81

для определения параметров метаболизма радионуклидов в организме животных, - оказался вдвое ниже, чем у крупного рогатого скота и втрое, чем у домашних лошадей [13].

Итак, сравнительными исследованиями была установлена достаточно высокая устойчивость и эколого-физиологическая пластичность поголовья диких лошадей, его способность осваивать пастбища и залежи Полесья, климатические условия которого существенно отличаются от условий полувольного содержания их в заповеднике "Аскания-Нова".

Дальнейшее развитие работ по созданию вольной популяции дикой лошади, проведение комплексных долгосрочных, фундаментальных исследований этой проблемы требуют поддержки международного сообщества. В настоящее время мы сотрудничаем с Институтом паразитологии Польской академии наук, изучая паразитозы крупных копытных.

Зона отчуждения Полесья является специфическим местом в Европе, где происходят естественные процессы ренатурализации нарушенных экосистем и формирование сообществ растений и животных, устойчивых к радиации, и может быть использована как экспериментальный полигон для изучения влияния средообразующей и индикационной роли представителей разных групп фауны и флоры на ход сукцессий и фиксацию радионуклидов в пределах загрязненных территорий, сохранение и обогащение их биоразнообразия.

1. *Крыжановский В.И., Микитюк А.Ю., Панов Г.М., Легейда И.С., Двойнос Г.М.* Предложения по рациональному использованию животных ресурсов радиационно-загрязнённых территорий // Радиологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС. - К.: СОПС УССР АН УССР. - Ч. 2. - С. 294-298.

2. *Негруца К.А., Боровский А.Н.* Особенности поведения жеребят лошади Пржевальского в условиях Чернобыльской зоны отчуждения // Лошадь Пржевальского (*Equus Przewalskii* Pol., 1881): проблемы сохранения и возвращения в природу: Материалы симп., Киев, Аскания-Нова, 5-7 окт. 1999 г. - К., 1999.

3. *Двойнос Г.М., Харченко В.А.* Стронгилиды домашних и диких лошадей. - К.: Наук. думка, 1994. - 235 с.

4. *Herd R.P.* Equine parasite control. Problems associated with intensive anthelmintic therapy // *Equine Vet. Educ.* - 1990. - № 2. - P. 41-47.

5. *Duncan J.L.* Field studies on the epidemiology of mixed strongyle infections in the horse // *Vet. Rec.* - 1974. - P. 337-345.

6. *Ogbourne C.P.* Epidemiological studies on horses infected nematodes of the family Trichonematidae (Witenberg, 1925 // *Int. J. Parasitol.* - 1975. - Ns 5. - P. 665-672.

7. *Mfitilodze M. W., Hutchinson G. W.* Prevalence and abundance of equine strongyles (Nematoda: Strongyloidea) in tropical Australia. *J. Parasitol.* - 1990. - № 4. - P. 487-494.

8. *Betlejewska K.* The dynamics of small strongyles *Cyathostomae* invasion in horses during an annual cycle // *Medycyna Wet.* 2000. - № 56 (1). - P. 36-38.

9. *Epe C., Kings M., Stoye M., Boer M.* Investigations on prevalences of endoparasites and pasture infestation of wild equids in two wild animal parks in Lower-Saxony // *Proceed. Of the meeting held at Paris European Association of Wildlife Veterinarians (Third scient. meet., May 31-June 4).* - P. 9-18.

10. *Чеботарьов Р.С.* Повноцінна годівля - могутній фактор у боротьбі з паразитарними захворюваннями сільськогосподарських тварин // Комплексний метод боротьби з паразитарними захворюваннями сільськогосподарських тварин. - К.: Держсільгоспвидав УРСР, 1953 - С. 186-188.

11. *Чеботарёв Р.С.* Использование некоторых кормовых растений в борьбе с паразитами и паразитозами сельскохозяйственных животных // Проблемы паразитологии: Труды II науч. конф. паразитологов УССР. - К., 1956. - С. 194-197.

82

12. *Чеботарёв Р.С.* Методы ликвидации стронгилятозов, параскаридоза и гастрофилёза лошадей // Методы изучения паразитологической ситуации и борьба с паразитозами сельскохозяйственных животных. - К.: АН УССР, 1957. - С. 165-166.

13. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр. (Метод. рекомендації). - К.: Ярмарок, 1998. - 103 с.

УДК [577.34:574.58] (282.247.322) (477.41)

В.В. Деревец, М.Н. Борисюк, Д.И. Гудков, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров

**Радионуклиды в компонентах водных биоценозов
зоны отчуждения Чернобыльской АЭС**

Анализируются результаты исследований содержания радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в тканях гидробионтов различных трофических уровней водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Изучен видовой состав водных фито- и зооценозов и выявлены виды-индикаторы радиоактивного загрязнения. Рассмотрена сезонная динамика содержания радионуклидов в высших водных растениях и показана роль основных растительных группировок в процессах распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в ассоциациях макрофитов зоны отчуждения. Исследовано содержание радионуклидов в моллюсках, а также у представителей ихтиоценозов с различным типом питания. Изучено распределение радионуклидов в органах и тканях рыб.

1. Введение

Водные экосистемы зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) продолжают характеризоваться достаточно высокими уровнями радиоактивного загрязнения, что обуславливает актуальность дальнейшего проведения исследований, связанных с изучением распределения и динамики содержания радионуклидов в абиотических и биотических компонентах биогидроценозов.

Гидравлическая связь большинства водных объектов зоны отчуждения ЧАЭС, являющихся пойменными водоемами р. Припять, определяет большую или меньшую степень их проточности. Это затрудняет анализ радиоэкологической ситуации на основании периодических данных о радиоактивном загрязнении водной компоненты экосистем. Поэтому наряду с радиометрическими исследованиями воды необходимо использовать объекты, позволяющие устанавливать не только наличие радионуклидов в данный момент, но и в недалеком прошлом.

Наиболее объективную оценку биологического качества воды и общего состояния водных экосистем в условиях радиационной аномалии можно дать при помощи анализа содержания радионуклидов в гидробионтах и отклика биосистем различных уровней организации на действие ионизирующей радиации. При этом оптимальная практическая реализация радиоэкологического мониторинга должна осуществляться с учетом

© В.В. Деревец, М.Н. Борисюк, Д.И. Гудков, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров

83

всех гидрологических, гидрохимических и гидробиологических особенностей водоемов, определяющих особенности накопления и миграции радионуклидов как в пищевых цепях, так и в биогидроценозах в целом. Мониторинг, основанный на изучении радиоактивного загрязнения гидробионтов различных трофических уровней, дает возможность более точно оценивать изменения радиоэкологической ситуации и прогнозировать тенденции ее развития, поскольку содержание радионуклидов в представителях биоты связано не только с изменением концентрации радиоактивных элементов в воде, но и с последующим их поступлением по трофической цепи. При этом радиоэкологическая обстановка в водоемах в значительной степени зависит от жизнедеятельности гидробионтов и состояния их популяций. Это влияние проявляется во вторичном загрязнении водной среды при отмирании биоты, а также выносе радионуклидов из более глубоких слоев донных отложений на поверхность в процессе жизнедеятельности бентосных беспозвоночных, депонировании радиоактивных элементов в биомассе и изменении гидрохимического режима, с которым связаны и другие процессы перераспределения радионуклидов в водоемах.

Главными задачами проведенных исследований являлись:

- изучение современного видового состава фито- и зооценозов водных экосистем водоемов зоны отчуждения ЧАЭС;

- анализ распределения радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в гидробионтах различных трофических уровней, а также особенности сезонного накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs высшими водными растениями;
- выявление специфических накопителей, или видов-индикаторов радиоактивного загрязнения.

2. Объекты и методы исследований

В 30-километровую зону отчуждения ЧАЭС входят пойменные участки и междуречье рек Припять и Днепр, на территории которых расположено большое количество водных объектов, включающих затоны, старицы и озёра, сформировавшиеся в результате меандрирующего руслового процесса. К водоёмам правобережной поймы р. Припять, входящих в ближнюю зону ЧАЭС, относятся Семиходовский, Шепелический и Припятский затоны, а также озеро Азбучин. На левом берегу поймы расположены озера Вершина, Глубокое, Далекое-1, Зимовище, Красненский старик и другие. На этом участке (от истока протоки Муровка до Красненской поймы) сосредоточено не менее половины радиоактивных веществ, выпавших в результате Чернобыльской аварии на территорию поймы р. Припять в пределах зоны отчуждения. В районе озёр Глубокое и Вершина наблюдаются наибольшие плотности радиоактивного загрязнения почв, которые достигают $(2,6-3,3) \cdot 10^{13}$ Бк/км² по ^{90}Sr и более $2,9 \cdot 10^{13}$ Бк/км² по ^{137}Cs . Здесь же отмечены высокие уровни загрязнения $^{239+240}\text{Pu}$ $(1,9-3,7) \cdot 10^{11}$ Бк/км² [1].

Водными объектами исследований были выбраны оз. Азбучин, Яновский (Припятский) затон, пруд-охладитель ЧАЭС, озёра левобережной поймы р. Припять - Глубокое и Далекое-1, а также реки Уж и Припять. На р. Уж станция пробоотбора располагалась в устьевой части реки, на р. Припять пробы отбирались на двух станциях - выше (траверз с. Довляды) и ниже (причал у г. Чернобыля) по течению от ЧАЭС (рис. 1).

84

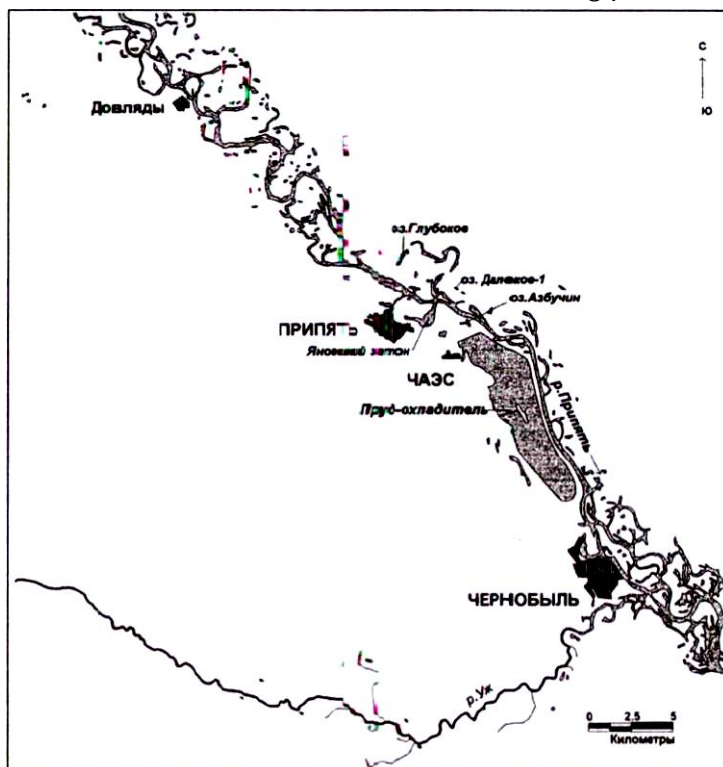


Рис. 1. Карта-схема полигонных водоёмов

Анализ радиоэкологической ситуации в водоемах и выявление организмов-индикаторов проводили с использованием следующих видов гидробионтов:

• Высшие водные растения:

гелофиты или воздушно-водные растения (укореняющиеся и произрастающие в воде, но значительная часть вегетативных органов выступает над ее поверхностью): тростник обыкновенный (*Phragmites communis* Trin.), рогоз узколистый (*Typha angustifolia* L.),

манник большой (*Glyceria maxima* C. Hartm), осока острая (*Carex acuta* L.), сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.), стрелолист стреловидный (*Sagittaria sagittifolia* L.);

неукорененные гидатофиты (неукореняющиеся растения, полностью погруженные в воду): роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.);

укорененные гидатофиты (укореняющиеся растения с вегетативными органами, погруженными в воду): уруть колосовидная (*Myriophyllum spicatum* L.), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.);

укорененные плейстофиты (растения, укореняющиеся на дне водоема, с плавающими на поверхности листьями): кубышка желтая (*Nuphar luteum* L.), кувшинка чисто-белая (*Nymphaea candida* L.);

неукорененные или свободноплавающие плейстофиты (растения без связи с дном, плавающие на поверхности воды): телорез алоеидный (*Stratiotes aloides* L.), многокоренник (*Spirodella polyrhiza* L.), водяной орех (*Trapa natans* L.), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae* L.).

85

• **Моллюски:**

брюхоногие: прудовик (*Lymnaea stagnalis* L.), катушка роговидная (*Planorbis corneus* L.), живородка (*Viviparus viviparus* L.);

двустворчатые: дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.), перловица (*Unio pictorum* L.).

• **Рыбы**

хищные: щука (*Esox lucius* L.), голавль (*Leuciscus cephalus* L.), сом обыкновенный (*Silurus glanis* L.), окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.);

мирные: плотва обыкновенная (*Rutilus rutilus* L.), красноперка (*Scardinius erythrophthalmus* L.), линь (*Tinca tinca* L.), густера (*Blicca bjoerkna* L.), лещ (*Abramis brama* L.), синец (*Abramis ballerus* L.), карась (*Carassius carassius* L.), сазан (*Cyprinus carpio* L.), толстолобик белый (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.).

Несмотря на то, что среди названных мирных видов выделяют животоядных планктонофагов и бентософагов, а также фитофагов, детритофагов и рыб со смешанным питанием, такое разделение весьма условно и отражает преимущественные особенности питания, поскольку многие мирные рыбы всеядны, а некоторые при определенных условиях могут переходить на питание другими кормовыми объектами. Кроме этого, как показал анализ литературных и собственных данных, в последние годы на фоне значительного снижения содержания радионуклидов в тканях рыб водоемов зоны отчуждения ЧАЭС достаточно трудно выявить особенности накопления радионуклидов мирными видами с различным типом питания.

Отбор проб гидробионтов проводили согласно стандартным методикам, общепринятым в гидробиологических и радиоэкологических исследованиях в весенний, летний и осенний периоды 1997-1999 гг. Укорененные виды высших водных растений выкапывали, а неукорененные отбирали с поверхности или извлекали из толщи воды. Сбор моллюсков проводили в прибрежной зоне водных объектов. Лов рыбы осуществляли с использованием сетей и орудий любительского лова. Определение концентрации радионуклидов в моллюсках проводили без отделения раковины от тела.

Измерение содержания ^{137}Cs в пробах гидробионтов проводили при помощи γ -спектрометрического комплекса, в состав которого входили: γ -спектрометрический детектор PGT IGC-25; анализатор "Nokia LP 4900 B"; источник низковольтного питания - крейт NIM BIN; усилитель NU 8210 и свинцовая защита толщиной 100 мм. Энергетическое разрешение по линии 661 кэВ ^{137}Cs составляла 1,5 кэВ, фоновая скорость счета в области пика ^{137}Cs - $4,0 \cdot 10^{-2}$ имп/сек, минимальная детектируемая активность (МДА) для стакана $\varnothing$ 44 мм, h - 10 см при экспозиции 5000 сек составляло 0,33 Бк. Для определения содержания ^{90}Sr использовали низкофоновый β -радиометр NRR-610. МДА прибора составляет 0,94 Бк при экспозиции препарата 1000 сек.

Определение содержания ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в электролитически приготовленных источниках осуществляли с использованием α -спектрометрического тракта, в составе камеры с детектором, системы электропитания, вакуумной системы и анализатора импульсов

NUC-8192, собранного из электронных блоков в составе "NIM". Для измерения α -частиц использовали два типа детекторов. К первому типу относились кремниевые поверхностно-барьерные детекторы с золотым электродом, нанесенным на их поверхность в виде тонкого слоя. Чувствительная поверхность детекторов - от 10 до 800 мм². Энергетическое

86

разрешение по линии 5,15 и 5,50 МэВ в соответствии с площадями детекторов составляло от 30 до 80 кэВ. Ко второму типу относились имплантированные планарные детекторы с поверхностью, металлизированной алюминием, что позволяет проводить дезактивацию. Чувствительность поверхности детекторов - от 35 до 150 кэВ. Энергетическое разрешение по линии 5,15 и 5,50 в соответствии с площадями детекторов составляло от 35 до 150 кэВ. Нижний предел измеряемой активности α -излучающих препаратов составлял $3,7 \cdot 10^{-3}$ Бк по плутонию при времени измерения 8 часов, чувствительной поверхности детектора 600 мм², энергетическом разрешении 60 кэВ по ²³⁹Pu. Погрешность измерений при этом составляла не более 30%. Для измерения содержания ²⁴¹Am использовали рентгеноспектрометрический тракт в составе рентгеновского детектора EG&G Ortec LOAX-51370/20 CFG-SU-GMX, анализатора "Nokia LP 4900 B" и стальной защиты толщиной 18,0 см. Энергетическое разрешение по линии 59,5 кэВ ²⁴¹Am составляло 0,52 кэВ. Фоновая скорость счёта в области 59,5 кэВ составила 0,0012 имп/сек канал = $0,0006 \cdot 10^{-3}$ имп/сек кэВ. МДА по ²⁴¹Am для пластмассового стакана Ø 56 мм с объемом пробы 25 мл и плотностью 1,0 для времени экспозиции 30 000 сек составляла 0,042 Бк.

Радиохимическое выделение ⁹⁰Sr со стабильным носителем из проб проводили селективным осаждением его сульфида из раствора трилона Б. Доочистка стронция от примесей макрокомпонентов и других радионуклидов проводили ионным обменом за счет сорбции на катионите КУ-2 в Na-форме в среде комплексообразователя трилона Б. Радиометрические препараты для измерений готовили в виде сульфата стронция, нанесенного на подложку из алюминиевой фольги. Радиохимическое выделение плутония проводили с использованием методов экстракционной и ионообменной хроматографии. В первом случае выделение плутония из проб происходит за счет экстракции четырехвалентного плутония из азотнокислой среды аминами или четвертичным аммониевым основанием, во втором - на анионообменной смоле АВ-17 за счет селективной сорбции в виде нитратных комплексов. Радиохимическое выделение ²⁴¹Am осуществляли с использованием анионообменной смолы ДАУЭКС-1х4. Элюирование плутония и америция со смол производили раствором соляной кислоты.

Способность водных организмов аккумулировать радионуклиды, традиционно выражаемую в единицах коэффициента накопления (КН), определяли отношением удельной активности радионуклидов в тканях гидробионтов к их содержанию в воде мест обитания. При этом, если в случае с моллюсками и рыбами использовали среднегодовое содержание радионуклидов в воде, то при определении названного коэффициента для растений рассчитывали среднее содержание радионуклидов в воде в течение вегетационного периода. Следует также отметить, что большинство зарубежных радиоэкологов, в отличие от отечественных коллег, терминологически различают КН для абиотических и биотических компонентов водных экосистем, что обусловлено различными механизмами перехода и аккумуляции радионуклидов в живой и неживой материи. Поэтому КН для абиотических компонентов определяется как коэффициент распределения (distribution coefficient, K_d), а для биоты - как концентрационный фактор (concentration factor, CF). Находя подобную дифференциацию вполне логичной, мы считаем целесообразным использовать

87

для характеристики величины накопления радионуклидов донными отложениями и взвесями коэффициент распределения (КР), а для живой компоненты водных экосистем - коэффициент концентрирования (КК).

Результаты измерений для биологических объектов приведены в Бк/кг массы при естественной влажности.

3. Результаты исследований и их обсуждение

Одним из основных факторов, влияющих на изменение радиоэкологической ситуации в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС, является гидрологический режим водных объектов. Радионуклиды, депонированные в донных отложениях рек, в той или иной степени подвержены процессам вымывания, поэтому за прошедшие с момента аварии годы перестали играть здесь существенную роль вторичного источника загрязнения водных масс. В то же время замкнутые водоемы и, в частности, пойменные озёра р. Припять имеют значительно большие уровни радиоактивного загрязнения, что обусловлено ограниченностью водообмена в условиях повышенного выведения радионуклидов из донных отложений, которые имеют несравненно более высокие уровни радиоактивного загрязнения, чем промытые песчаные грунты речных русел. Поэтому для большинства замкнутых водоёмов современный уровень радиоактивного загрязнения в значительной степени определяется интенсивностью обмена подвижных форм радионуклидов в загрязнённых донных отложениях с водными массами, а также внешним смывом с территории водосбора.

Большинство пойменных озёр или открытых затонов имеет прямую или сезонную гидравлическую связь с основным руслом. Высокий приповерхностный уровень залегания подземных вод в районе большинства водоемов (0,5-2,0 м), а также хорошая проницаемость песчаных аллювиальных отложений пойменного ландшафта способствуют частичному водообмену между озерами и водами руслового потока [2].

Радиоактивные вещества, выброшенные в атмосферу в результате аварии на ЧАЭС, поступали как на территорию водосборных бассейнов, так и непосредственно на поверхность водных объектов, в которых радиоактивные осколки деления и продукты нейтронной активации в составе выпавших частиц частично переходили в раствор и вступали в химическое взаимодействие с природной водой и содержащимися в ней органическими компонентами.

Особенности накопления радиоактивных веществ гидробионтами в первую очередь зависят от концентрации в среде обитания радионуклидов и их химических аналогов, или неизотопных носителей, а также физико-химического состояния радионуклидов, температуры, освещённости, pH среды, редокс-потенциала и других параметров, которые в значительной степени определяются процессами формирования гидрохимического состава воды в водных объектах и зависят от комплекса факторов, связанных как с функционированием водных экосистем, так и с природными условиями водосборных территорий. Динамика водных масс, характеризующаяся пространственно-временными особенностями, является одним из важнейших гидрофизических факторов формирования гидрохимического режима водоёмов. С внутриводоемной турбулентностью связаны газовый режим, стратификация содержания различных растворённых веществ, взаимодействие между водными массами и донными отложениями.

Наиболее существенное влияние на поведение радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах водных экосистем оказывает степень минерализации воды в водоеме. При этом

88

формирование гидрохимического режима в водоёмах происходит под влиянием внешних факторов и внутриводоемных процессов. К ним относятся источники водоснабжения, характер почв и растительности водосборного бассейна, атмосферные осадки, а также антропогенное воздействие.

Оценивая величинами КК, которые достаточно объективно отражают видовую способность гидробионтов концентрировать радиоактивные вещества в условиях одной пойменной системы, нам удалось выявить некоторые особенности распределения и динамики содержания радионуклидов в различных группировках и видах водных организмов.

3.1. ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС

Высшие водные растения

Высшие водные растения (макрофиты) относятся к автотрофным гидробионтам и являются одним из доминирующих по биомассе компонентом пресноводных экосистем. Они

обладают высоким продукционным потенциалом и способностью активно накапливать радиоактивные вещества. Занимая в большинстве пресных водоёмов литоральную и частично сублиторальную зоны, растительные сообщества играют важную роль в процессах самоочищения водных экосистем. В первую очередь это обусловлено их способностью ассимилировать радиоактивные вещества из воды и донных отложений, которая зависит от биомассы и структуры зарослей макрофитов. При смыве радионуклидов с территории водосбора фитоценозы высших водных растений выполняют функцию естественного биофильтра, который, накапливая и осаждая радионуклиды со взвесями, на некоторое время выводит их из круговорота веществ водной экосистемы, препятствуя дальнейшему распространению.

Высшие водные растения являются одним из наиболее удобных объектов радиоэкологического мониторинга биогидроценозов и обладают рядом преимуществ по сравнению с другими представителями водной биоты. В первую очередь это связано с достаточной лёгкостью пробоотбора, а также значительным видовым разнообразием. Кроме этого, немаловажное значение для мониторинговых исследований имеет хорошая прогнозируемость пробоотбора макрофитов на полигонном водоеме. Поскольку, если при отлове рыбы всегда присутствует элемент случайности поимки того или иного вида, то при сборе высших водных растений практически всегда можно предсказать - какой вид и в какое время можно отобрать на исследуемом водоеме в необходимом для анализа количестве.

Исследование содержания радионуклидов в высших водных растениях водоёмов ближней зоны отчуждения ЧАЭС показало, что наибольшими концентрациями ^{137}Cs характеризуются макрофиты из непроточных и слабопроточных водных объектов. Максимальные активности отмечены для оз. Глубокого - 925-22000 (6534) Бк/кг, несколько меньшими концентрациями характеризуются высшие водные растения из оз. Далекого-1 - 220-13000 (4089) Бк/кг. Оз. Азбучин и пруд-охладитель ЧАЭС по этому показателю находятся приблизительно на одном уровне, соответственно, 220-4500 (2002) и 380-3100 (2058) Бк/кг. Минимальные значения активности ^{137}Cs для водоемов этого типа были зарегистрированы в Яновском затоне - 38-1702 (779) Бк/кг. Высшие водные растения из проточных водных объектов, таких как реки Уж и Припять, характеризовались содержанием ^{137}Cs в пределах 4-185 (54) Бк/кг.

89

Распределение удельной активности ^{90}Sr в высших водных растениях водоёмов ближней зоны отчуждения ЧАЭС носит несколько иной характер. Максимальные значения отмечены для макрофитов оз. Азбучин - 740-16280 (4335) Бк/кг, несколько меньшие - для оз. Глубокого - 67-14060 (2752) Бк/кг, и приблизительно на одном уровне находится содержание ^{90}Sr в растениях оз. Далекого-1 и Яновского затона, соответственно, 200-1700 (811) и 110-2200 (667) Бк/кг. Минимальными значениями для непроточных и слабопроточных водоемов характеризовался пруд-охладитель ЧАЭС - 40-510 (213) Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в макрофитах рек Уж и Припять находилось на уровне 3-357 (28) Бк/кг.

Характерное соотношение и содержание радионуклидов в высших водных растениях исследованных водоёмов в значительной степени определяется характером радиоактивного загрязнения водных объектов и прилегающих территорий, а также особенностями гидрохимического режима водоёмов, влияющего на формы нахождения радионуклидов в водоемах и, следовательно, на степень их доступности для гидробионтов.

Анализ содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в различные сезоны вегетационного периода позволил выявить сезонную динамику и видовую специфику накопления радионуклидов у следующих видов высших водных растений: рогоза узколистного, осоки острой, кубышки жёлтой, тростника обыкновенного, телореза алоевидного и роголистника погруженного (рис. 2-7).

Практически все виды высших водных растений, которые удалось отобрать в течение трёх сезонов, характеризуются увеличением содержания и КК ^{90}Sr и ^{137}Cs в разгар вегетации (конец июля - август) по сравнению с весенним и осенним периодами. Исключение составили роголистник погруженный и кубышка желтая, у которых в летний период отмечено некоторое снижение содержания ^{90}Sr . Значительные сезонные колебания КК для ^{137}Cs в период вегетации наблюдаются у роголистника погруженного, телореза алоевидного,

осоки острой и рогоза узколистного. Значительно меньшие различия КК ^{137}Cs в течение вегетационного периода отмечены для тростника обыкновенного и кубышки жёлтой. Что касается соотношения величин КК ^{137}Cs к ^{90}Sr у различных видов, то минимальные значения отмечены для рогоза узколистного, у которого отношение КК ^{90}Sr к КК ^{137}Cs составляет около 2. Для остальных видов эта величина значительно больше.

Снижение КК в конце вегетации может быть связано с частичным отмиранием растений и оседанием старых частей (наиболее обобщённых радионуклидами) на дне водоёма [3]. Что касается более молодых вегетативных органов, то в них содержание радионуклидов меньше в связи с меняющимися в осеннее время условиями накопления минеральных и органических веществ, среди которых определяющими являются снижение температуры, освещённости и pH водной среды. Снижение температуры, как отмечает ряд авторов [4-7], приводит к замедлению физиологических процессов растительных организмов и ухудшению растворимости радионуклидов, отражаясь на их миграционной способности и эффективности концентрирования макрофитами. Уменьшение светового дня в осенний период также может оказывать влияние на процесс концентрирования радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs , поскольку накопление химических веществ, в том числе и радионуклидов, растениями находится в прямой зависимости от интенсивности процесса фотосинтеза [8, 9], которая во второй половине вегетационного периода снижается. Кроме этого, с понижением температуры в осенний период и затуханием фотосинтезирующей активности в воде увеличивается содержание двуокиси углерода и величина pH снижается во всей ее толще.

90

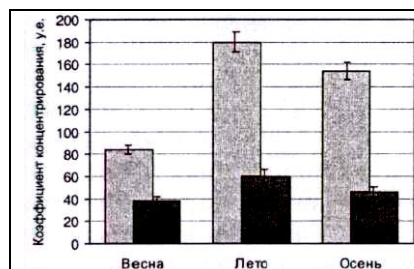


Рис. 2. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у рогоза узколистного из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

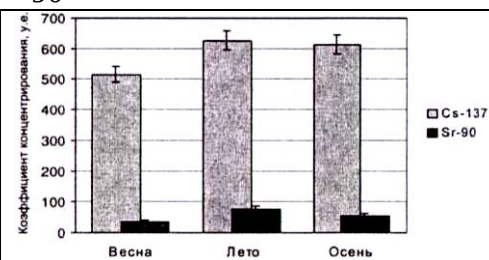


Рис. 3. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у осоки острой из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

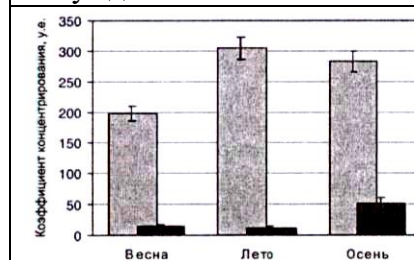


Рис. 4. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr в листьях кубышки желтой из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

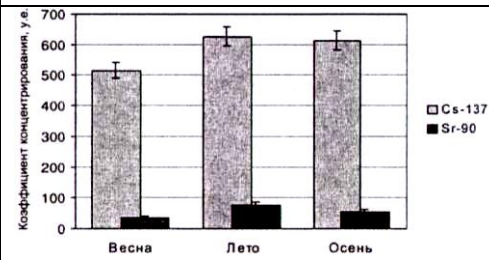


Рис. 5. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у тростника обыкновенного из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

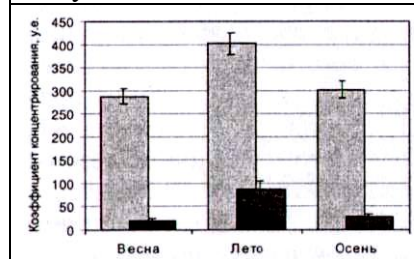


Рис. 6. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у телореза алоевидного из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

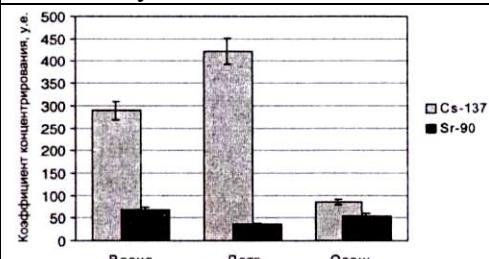


Рис. 7. Соотношение и сезонная динамика коэффициента концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у роголистника погруженного из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

Известно, что интенсивность миграции большинства химических элементов в природных водах зависит от их щелочно-кислотных условий, определяющих их состояние в растворе, а следовательно, и сорбционные свойства. При pH выше 7,0 радионуклиды удерживаются клеточными оболочками растений, при понижении этого показателя усиливается десорбция радионуклидов и их переход в растворённое состояние [10].

Необходимо также отметить, что хорошо развитая корневая система воздушно-водных растений выполняет роль запасающего органа и достигает максимального развития к осени, когда происходит отток питательных веществ в корневище. При этом фитомасса, продуцируемая подземной частью некоторых видов (рогоз, тростник обыкновенный) может в 2-3 раза превышать массу надземных органов [11]. Простираясь в горизонтальной

91

плоскости по всей площади фитоценоза, корневые системы воздушно-водных растений служат накопителями биогенных веществ, поэтому к концу вегетации минеральные и органические вещества, включая радионуклиды, поступают из надземных органов в подземные [12-14]. Учитывая, что при отборе проб рогоза и тростника извлекалась наиболее доступная часть корневой системы, расположенная непосредственно под отбираемым растением, то соотношение подземной и наземной частей в анализируемой аликвоте не совсем соответствовало таковой в природных условиях. Следовательно, часть радионуклидов, концентрирующихся в осенний период в корневой системе, оставалась недоучтённой. Однако подобная погрешность неизбежна вследствие значительной глубины залегания корней и их большой ломкости.

Предполагается, что динамика содержания радионуклидов у макрофитов связана также с фенологическими особенностями периода вегетации и зависит от фаз активного роста, цветения, плодоношения и постепенного отмирания, которые существенно варьируют во времени для представителей различных видов и эколого-биологических групп. Так, если сравнивать динамику КК радионуклидов у воздушно-водных - рогоза узколистного и тростника обыкновенного - то рогоз начинает вегетировать с конца апреля, а в течение мая происходит наиболее интенсивный рост побегов. В первой декаде июня появляются початки и начинается фаза бутонизации. Цветение рогоза начинается в середине июня и заканчивается довольно быстро (конец июня - начало июля). Плоды созревают в середине октября, початки начинают "пушить", большая часть побегов засыхает - оканчивается период вегетации. Тростник начинает вегетировать также в конце апреля, но рост его более интенсивен, чем у рогоза. Выметывание метелок начинается во второй декаде июля, выхолащивание - во второй половине августа. В фазу цветения тростник входит поздно - в начале сентября. Плодоношение наступает в сентябре-ноябре, т. е. значительно позднее, чем у других высших водных растений [11]. Таким образом, если мы сравним соотношение КК для рогоза узколистного и тростника обыкновенного в различные сезоны (рис. 2, 5), то увидим, что их динамика достаточно четко согласуется с особенностями вегетационного периода. В конце мая (период весеннего пробоотбора) тростник, вегетирующий более интенсивно, чем рогоз, уже подходит к пику максимальных КК, в осенний период (конец октября) КК у рогоза снижается - начинается постепенное увядание и транспорт минеральных и органических веществ в корни. У тростника в октябре только наступает процесс плодоношения, поэтому КК ^{137}Cs остаются практически на уровне летнего триода. Для кубышки жёлтой и телореза также характерен более продолжительный вегетационный период - вплоть до ноября, что отражается и на незначительном снижении КК ^{137}Cs . Кроме того, с сентября по октябрь у кубышки жёлтой начинается второй период цветения [15]. Очевидно, этим можно объяснить увеличение КК ^{90}Sr в осенний период. У осоки острой и телореза алоеvidного в конце октября заканчивается период вегетации и идет постепенное увядание растений. Для погруженных видов, таких как роголистники, характерно позднее начало вегетационного периода, но и относительно укороченный цикл развития побегов, протекающий за 2-2,5 месяца,

Полученные усредненные данные КК ^{90}Sr и ^{137}Cs для различных видов высших водных растений в течение полного вегетационного периода позволили построить

диаграммы, представленные на рис. 8, 9 и демонстрирующие видовую специфичность накопления радионуклидов макрофитами.

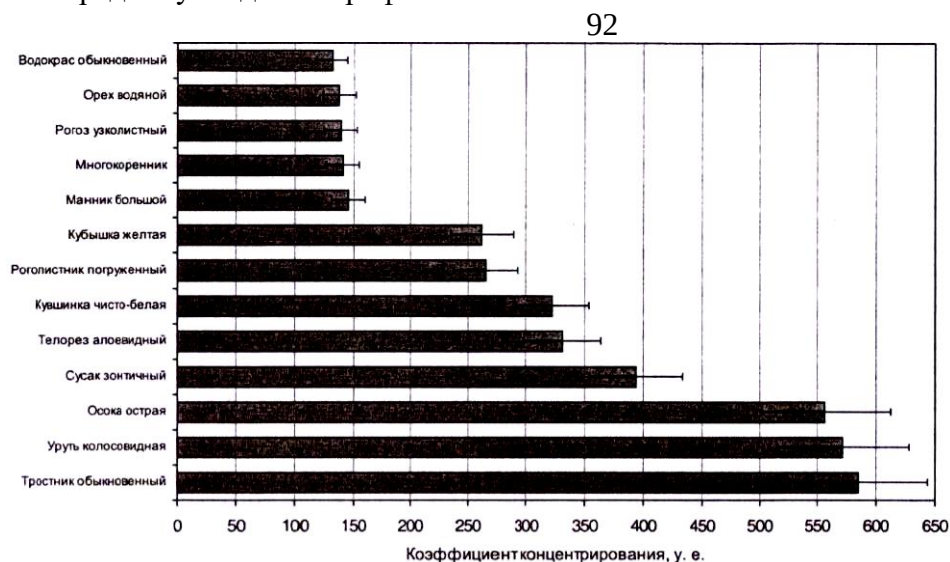


Рис. 8. Средние величины коэффициента концентрирования для ^{137}Cs у высших водных растений водоемов зоны отчуждения ЧАЭС за вегетационный период

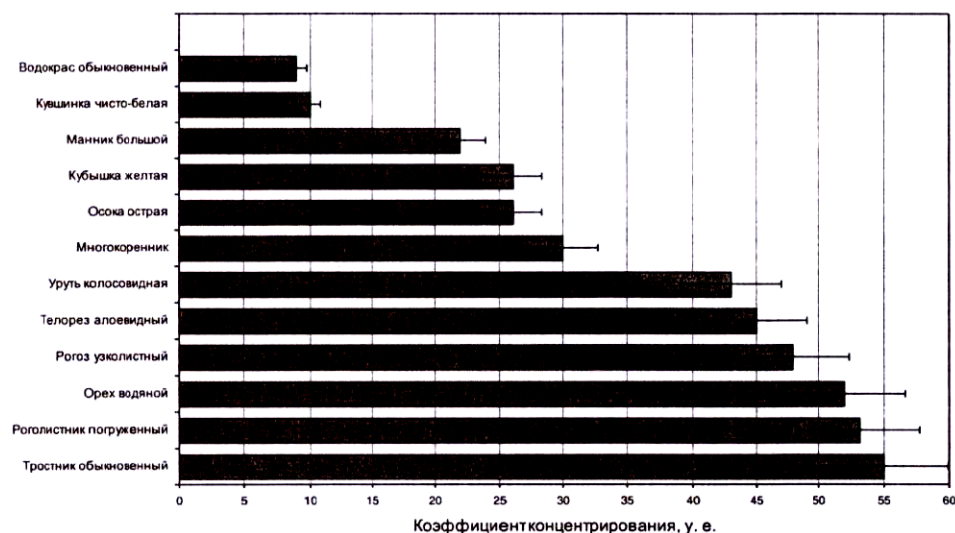


Рис. 9. Средние величины коэффициента концентрирования для ^{90}Sr у высших водных растений водоемов зоны отчуждения ЧАЭС за вегетационный период

Данные, представленные на рис. 8, 9, позволяют дифференцировать исследуемые виды по их способности концентрировать радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs и, соответственно, выявить виды-индикаторы радиоактивного загрязнения в условиях водоёмов зоны отчуждения ЧАЭС (табл. 1, 2).

Данные, представленные в диаграммах на рис. 8 и 9 и сведенные в табл. 1 и 2, свидетельствуют о невозможности соотнесения КК с разделением высших водных растений из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС на группы, характеризующие связь их вегетативных органов с воздухом, водой или грунтом, поскольку в группы концентраторов различных порядков входят виды различной экологической классификации, а особенность накопления радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs обладает выраженной видовой специфичностью.

93

Таблица 1. Дифференциация высших водных растений водоемов юны отчуждения ЧАЭС по способности концентрирования ^{90}Sr

Концентраторы 1-го порядка		Концентраторы 2-го порядка		Концентраторы 3-го порядка	
Вид	КК	Вид	КК	Вид	КК
Тростник	55	Многокоренник	30	Кувшинка чисто-белая	10

обыкновенный					
Роголистник погруженный	53	Осока острая	26	Водокрас обыкновенный	9
Орех водяной	52	Кубышка желтая	26		
Рогоз узколистный	48	Манник большой	22		
Телорез алоевидный	45				
Уруть колосовидная	43				

Таблица 2. Дифференциация высших водных растений водоемов зоны отчуждения ЧАЭС по способности концентрирования, ^{70}Cs

Концентраторы 1-го порядка		Концентраторы 2-го порядка		Концентраторы 3-го порядка	
Вид	КК	Вид	КК	Вид	КК
Тростник обыкновенный	585	Сусак зонтичный	394	Манник большой	146
Уруть колосовидная	571	Телорез алоевидный	331	Многокоренник	141
Осока острая	557	Кувшинка чисто-белая	322	Рогоз узколистный	139
		Роголистник погруженный	265	Орех водяной	138
		Кубышка желтая	262	Водокрас обыкновенный	132

Следует также отметить, что наибольшие КК ^{90}Sr среди высшей водной растительности были зарегистрированы для рдестов (*Potamogeton perfoliatus* L. и *P. pectiratus* L.). Средние значения этого показателя составили около 86, что в 1,5 раза превышает аналогичные для тростника, который отмечен нами как вид с максимальным КК по ^{90}Sr . Очевидно, это связано со способностью рдестов в процессе фотосинтеза интенсивно сорбировать на своей поверхности кальций, который не смывается при стандартном пробоотборе. При этом в отделенном от растения карбонате кальция может содержаться в 7-20 раз больше радиостронция, чем в самих тканях [16]. Таким образом, рдесты могли бы оказаться весьма перспективными объектами радиоэкологического мониторинга водных объектов как специфические накопители ^{90}Sr . Однако если говорить о водоемах зоны отчуждения ЧАЭС, то представители этого рода высших водных растений не являются здесь массовыми видами и за период 1997-1998 гг. нами было отобрано в достаточном для измерения количестве всего три пробы. Поэтому данные для рдестов не приведены в диаграммах на рис. 8 и 9, что обусловлено недостатком данных.

Моллюски

Пресноводных моллюсков можно рассматривать как виды-индикаторы радиоактивного загрязнения водных объектов. Благодаря способности накапливать практически все радионуклиды, регистрируемые в воде, и высокой биомассе, достигающей в отдельных биотопах до 2-3 кг/м² и составляющей 90-95% биомассы всего зообентоса, моллюскам принадлежит доминирующая роль в процессах биоаккумуляции радионуклидов. При этом основным дозобразующим фактором для моллюсков зоны отчуждения ЧАЭС

в настоящее время является ^{90}Sr - химический аналог кальция, накапливающийся в раковинах моллюсков и в значительных количествах присутствующий в донных отложениях водоемов. Кальций составляет около 52-53% веса раковины двустворчатых моллюсков, которая на 98% состоит из CaCO_3 , остальное приходится на фосфорнокислый кальций, магний, полисиликат кальция, кремниевокислый магний и азотсодержащие органические вещества [17, 18]. Большинство мелких, а также молодые крупные моллюски входят как постоянный компонент в рацион многих видов рыб, в том числе имеющих важное промышленное значение, охотно поедаются водоплавающими птицами и другими водными

животными. Так, желудочно-кишечный тракт канального сома из пруда-охладителя ЧАЭС, по данным П.С. Вовка и В.Е. Простантинова [19], у большинства особей, как правило, оказывался плотно заполнен дрейссеной и некоторыми другими пищевыми объектами.

Как показал видовой анализ моллюсков водоёмов зоны отчуждения, наиболее массовыми и доступными видами в Яновском затоне, оз. Далеком-1, р. Припять (с. Довляды) и р. Уж является прудовик обыкновенный (*Lymnaea stagnalis* L.). В оз. Глубоком наряду с прудовиком встречается также катушка роговидная (*Planorbarius corneus* L.). В водоеме-охладителе ЧАЭС наиболее массовой является дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.), а в р. Припять у г. Чернобыля - живородка (*Viviparus viviparus* L.) и перловица (*Unio pictorum* L.). Наиболее благоприятным водоемом для сбора моллюсков является озеро Азбучин, в прибрежной зоне которого встречаются в достаточном для измерений количестве около 3-х видов моллюсков: прудовики обыкновенный и болотный, а также катушка роговидная.

Полученные данные о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в моллюсках достаточно точно отражают характер распределения радионуклидов, отмеченный в различных водоемах для высших водных растений. Максимальное среднее содержание ^{137}Cs отмечено в моллюсках оз. Глубокого - 3868 Бк/кг, несколько меньшие значения зарегистрированы для оз. Азбучин - в среднем 2168 Бк/кг. Моллюски оз. Далекого-1 и Яновского затона характеризовались сходной активностью ^{137}Cs , соответственно, 352 и 430 Бк/кг. Среднее содержание ^{137}Cs в моллюсках пруда-охладителя ЧАЭС составило 867 Бк/кг, однако эти данные были получены для дрейссены, которая отбиралась только в этом водоёме, поэтому сопоставление их с данными о моллюсках из других водных объектов невозможно. Концентрация радионуклида в моллюсках рек Уж и Припять регистрировалась в диапазоне 35-47 Бк/кг.

Максимальное среднее содержание ^{90}Sr в моллюсках, как и в случае с высшими водными растениями, было отмечено для оз. Азбучин - 49300 Бк/кг. Более чем в 1,5 раза меньшими концентрациями характеризовались моллюски из оз. Глубокого - 23180 Бк/кг, а для оз. Далекого-1 были зарегистрированы активности около 26050 Бк/кг. Для моллюсков из Яновского затона средний уровень содержания ^{90}Sr составил около 7700 Бк/кг, а наименьшими активностями для непроточных и слабопроточных водоемов характеризовалась дрейссена из пруда-охладителя ЧАЭС - около 2000 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в моллюсках рек Уж и Припять регистрировалось в диапазоне 40-745 Бк/кг.

Усредненные данные о коэффициентах концентрирования ^{90}Sr и ^{137}Cs различными видами моллюсков, обитающих в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС, представлены на рис. 10.

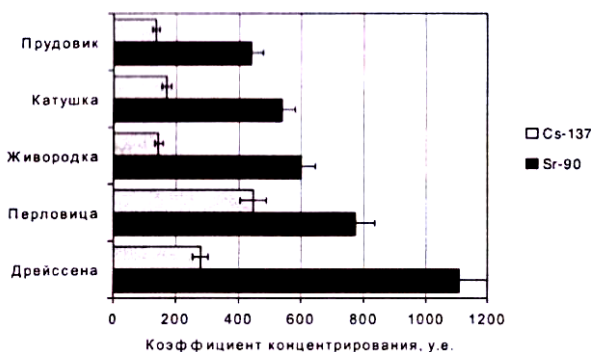


Рис. 10. Коэффициент концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у различных видов моллюсков из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

Двустворчатые моллюски как облигатные фильтраторы выступают в водоемах в роли природных биофильтров, активно участвуя в процессах самоочищения вод. Полученные данные свидетельствуют, что максимальными коэффициентами концентрирования как по ^{90}Sr , так и по ^{137}Cs характеризуются представители именно этой группы - дрейссена и перловица, являющиеся наиболее активными фильтраторами среди представителей пресноводного макрозообентоса. Максимальные КК ^{90}Sr отмечены для дрейссены - более 1100, для ^{137}Cs наибольшие КК зарегистрированы в тканях перловицы - около 500.

Униониды и дрейссены фильтруют в среднем одинаковое количество воды - около 85,5 мл/ч на грамм сырого веса [20], поэтому если предположить, что накопление радионуклидов идёт у них с приблизительно одинаковой интенсивностью, то существенные различия в коэффициентах накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs у этих видов двустворчатых моллюсков легко объясняются различиями в отношениях веса раковины и тела к сырому весу моллюска. Так, если у дрейссен, по данным А. Ф. Карпевич [21], на раковину приходится 63%, на тело - 35% и на мантийную жидкость - 2%, то у перловицы эти величины составляют, соответственно, 31,2, 60,0 и 8,8% [20]. Характерно, что КК ^{90}Sr у дрейссены также в среднем на 30% выше, чем у перловицы. Аналогичная, но обратная закономерность прослеживается для ^{137}Cs , что подтверждает сходную эффективность концентрирования радионуклидов этими видами.

Значительно меньшие КК радионуклидов отмечены для брюхоногих моллюсков: прудовика обыкновенного, катушки роговидной и живородки. Несмотря на то, что основными объектами питания этих беспозвоночных являются растительные организмы и их остатки, характеризующиеся высокими КК, процесс концентрирования радионуклидов происходит не так эффективно, как у фильтраторов. Минимальные КК как по ^{90}Sr , так и по ^{137}Cs отмечены для прудовика обыкновенного, соответственно, 440 и 137. При этом, если различия КК ^{90}Sr для брюхоногих моллюсков можно объяснить особенностями морфологического строения раковины и соотношением ее веса и общего веса моллюска, то различия КК ^{137}Cs связаны с особенностями функциональной экологии и типом питания этих беспозвоночных. Так, радула и челюсти представителей рода катушек имеет достаточно примитивное строение. Радула же прудовиков устроена значительно совершенней. Этим, по-видимому, и объясняется то обстоятельство, что прудовики способны потреблять живую высшую водную растительность, объедая листья урути или соскабливая радулой обрастания с нижней поверхности плавающих листьев. Катушки же, обладая более слабой радулой, предпочитают держаться у дна, где легче найти мягкую пищу - ил, отмершие растения и

96

мелких донных беспозвоночных. Однако известно, что эти объекты обладают как значительно большими КК радионуклидов, так и более высокой эффективностью усвоения, чем объекты питания прудовика. Очевидно, этим и можно объяснить повышенные КК ^{137}Cs у катушки роговидной (при наличии более массивной раковины) по сравнению с прудовиком. Что касается живородки, то незначительные КК ^{137}Cs у этого моллюска могут быть обусловлены как достаточно высоким соотношением веса метаболически малоактивной раковины и общего веса животного, так и самой низкой среди брюхоногих моллюсков интенсивностью питания [22], отдающих предпочтение растительной пище.

Следует также отметить, что величины КК для моллюсков одного вида из различных водоемов зоны отчуждения ЧАЭС были подвержены значительно меньшим колебаниям в отличие от КК для высшей водной растительности.

Рыбы

Особый интерес при проведении радиоэкологических исследований водных экосистем представляют собой рыбы, занимающие верхние уровни трофической пирамиды пресноводных биоценозов и являющиеся объектами питания человека. Однако при отсутствии репрезентативной выборки, которая может быть обеспечена регулярными сетевыми ловами, анализ данных осложняется как миграционным поведением рыб, так и возрастными особенностями накопления радионуклидов. В связи с тем, что рыбы являются достаточно "мобильными" объектами, при работе на крупных водоемах, таких как реки Припять, Уж, а также пруд-охладитель ЧАЭС, существует вероятность поимки одновозрастных особей одного вида, значительно варьирующих по уровню содержания радионуклидов в тканях. Это может являться результатом смены мест обитания, различных по степени радиоактивного загрязнения донных отложений и кормовых объектов, что, в свою очередь, отражается на динамике накопления радионуклидов в тканях рыб и осложняет анализ радиоэкологической ситуации в водоёме. Поэтому для изучения видовой специфики накопления радионуклидов при нерегулярных и малых объёмах лова наиболее удобными

водными объектами зоны отчуждения ЧАЭС являются сравнительно небольшие водоемы, такие как озёра Азбучин, Глубокое, Зимовище, Вершина, Далекое-1 и некоторые другие.

Максимальное содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr было отмечено для мирных рыб, отловленных в озерах Глубоком и Далеком-1 (хищные виды в уловах отсутствовали), соответственно 8980-27000 для ^{137}Cs и 13000-43620 Бк/кг для ^{90}Sr . В пруде-охладителе ЧАЭС средняя активность ^{137}Cs для мирных видов составила 21Г5, а для хищных - 5335 Бк/кг. Средние концентрации ^{90}Sr в рыбах из того же водоёма составили для мирных - 306, для хищных - 163 Бк/кг. Мирные виды из р. Припять (у г. Чернобыля) характеризовались средними концентрациями ^{137}Cs - 77, хищные - 64 Бк/кг, в то время как содержание ^{90}Sr в тканях мирных видов составило 142, хищных - 40 Бк/кг. Лов рыбы в оз. Азбучин, Яновском затоне, а также в р. Уж и р. Припять (траверз с. Довляды) не проводился.

Видовая специфика концентрирования радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr различными видами рыб представлена в диаграммах на рис. 11, 12. Однако в связи с недостаточной выборкой и большой разнородностью отловленных особей достаточно трудно выявить какие-либо закономерности в пределах групп мирных и хищных рыб и

97

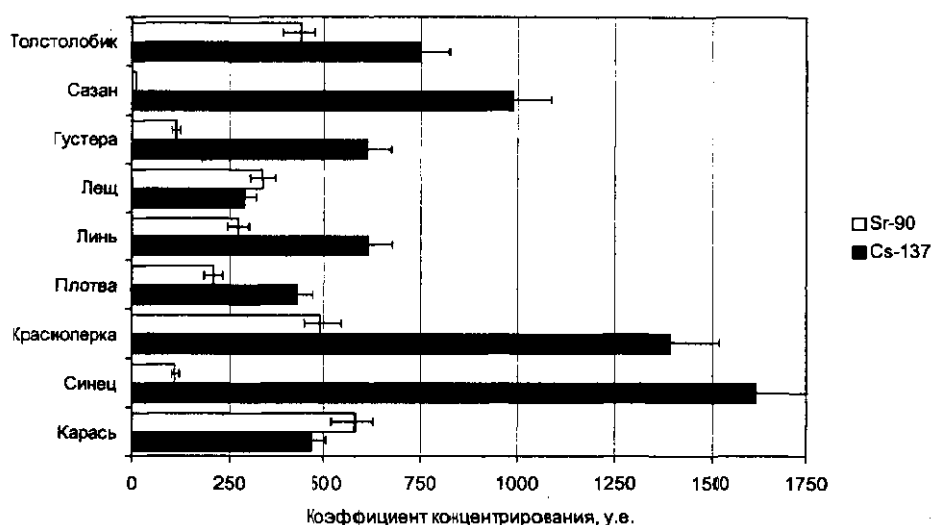


Рис. 11. Коэффициент концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у мирных видов рыб из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

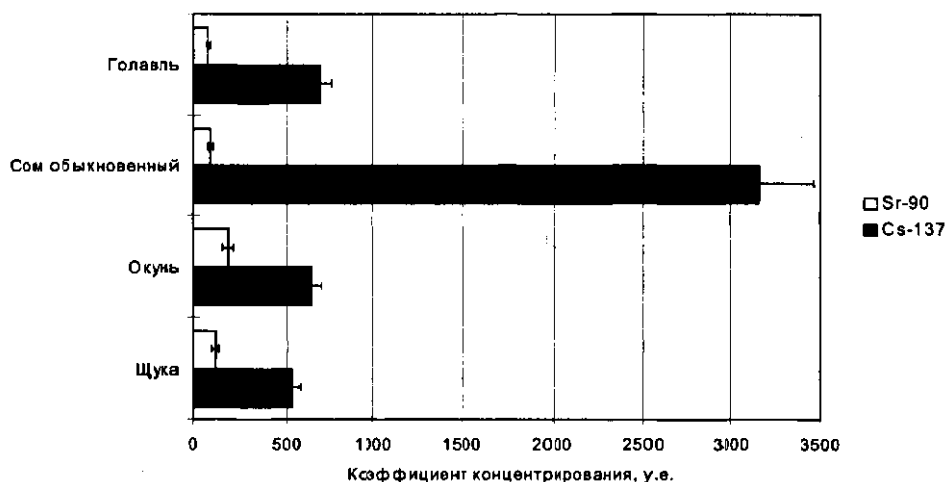


Рис. 12. Коэффициент концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr у хищных видов рыб из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

сопоставить их с экологической специализацией того или иного вида. При этом КК ^{90}Sr и ^{137}Cs мирных видов, характеризующихся сходной трофической ориентацией, варьирует в значительных пределах. Кроме этого, среди отловленных представителей хищных видов, таких как щука и окунь, были достаточно молодые особи, характеризующиеся по сравнению с некоторыми видами мирных рыб меньшими КК по ^{137}Cs .

Тем не менее усредненные результаты для хищных и мирных видов согласуются с общепринятыми представлениями о поведении радионуклидов в пределах трофических уровней пресноводного ихтиоценоза. Считается, что концентрация ^{90}Sr в организме рыб уменьшается по трофической цепи - от мирных к хищным. Обычно это связывают с различной эффективностью усвоения ^{90}Sr из пищи у рыб, отличающихся типом питания. В частности, у хищников основным источником поступления ^{90}Sr в организм является

98

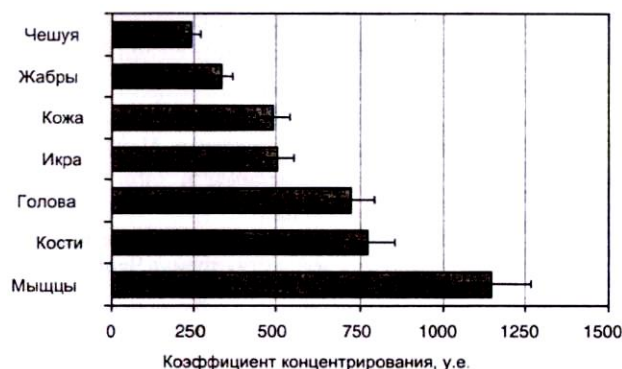


Рис. 13. Коэффициент концентрации ^{137}Cs для различных органов у рыб из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

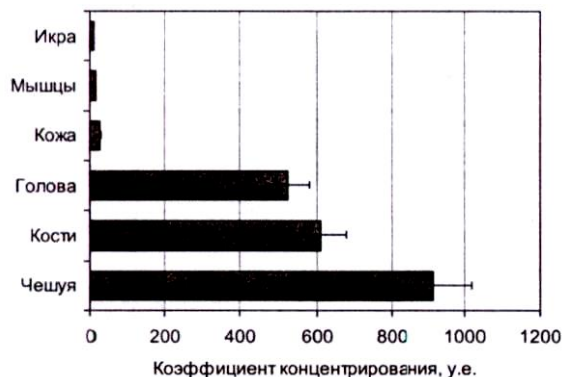


Рис. 14. Коэффициент концентрации ^{90}Sr для различных органов у рыб из водоемов зоны отчуждения ЧАЭС

костная ткань пищевых объектов, в которой содержится до 90% радионуклида. Однако костная ткань плохо переваривается и, соответственно, усвоение ^{90}Sr происходит неэффективно. В растительных же тканях, служащих источником питания для растительноядных видов рыб, ^{90}Sr находится в более доступной форме и более эффективно усваивается и накапливается в скелете. Что касается ^{137}Cs , то в пресноводных ихтиоценозах наблюдается тенденция к его концентрированию с повышением трофического уровня, поскольку этот радионуклид преимущественно содержится в хорошо перевариваемых мышечных тканях и хорошо усваивается хищными видами.

Изучение распределения радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных органах и тканях леща, карася и белого толстолобика показало, что максимальное содержание ^{90}Sr отмечено в чешуе и костях рыб, минимальное - в икре, мышцах и кожных покровах. Что касается ^{137}Cs , то наибольшей активностью характеризуется мышечная ткань, а наименьшей - чешуя. На основании усредненных данных, полученных в результате измерений, были построены диаграммы, представленные на рис. 13, 14.

Содержание ^{137}Cs в мышцах рыб из непроточных озёр зоны отчуждения ЧАЭС регистрировалось в диапазоне 5200-27000 Бк/кг, что в 35-180 раз выше допустимого содержания согласно принятым в Украине нормативам для продуктов питания и составляло для рыбы 150 Бк/кг [23]. Содержание ^{90}Sr , накапливающегося преимущественно в костных тканях, в мышцах было значительно меньшим и составляло 750-1100 Бк/кг. Однако и эти

величины превышали допустимое содержание (35 Бк/кг) в 21-32 раза. Для сравнения можно отметить, что содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в съедобной части рыбы,

99

отловленной в р. Припять на территории зоны отчуждения ЧАЭС, лишь в отдельных случаях незначительно превышало допустимые уровни.

Данные о содержании радионуклидов и КК в компонентах биоценозов водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, полученные в период 1997-1998 гг., приведены в табл. 3, 4.

Таблица 3. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах биогидроценозов водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, Бк/кг

Объекты наблюдений	Цезий-137			Стронций-90		
	минимальное	максимальное	среднее	минимальное	максимальное	среднее
оз. Азбучин						
Макрофиты	220	4500	2002	740	16280	4335
Моллюски	1517	2700	2168	29000	77000	49300
оз. Глубокое						
Макрофиты	925	22000	6534	67	14060	2752
Моллюски	310	8600	3868	9900	34000	23180
Мирные рыбы	5200	11100	8980	26000	43624	33525
оз. Далекое-1						
Макрофиты	220	13000	4089	200	1700	811
Моллюски	78	670	352	6200	33000	26050
Мирные рыбы	-	-	27000		-	13000
Яновский (Припятский) затон						
Макрофиты	38	1702	779	110	2200	667
Моллюски	-	-	430	-	-	7700
пруд-охладитель Чернобыльской АЭС						
Макрофиты	380	3100	2098	40	510	213
Моллюски	830	900	867	1600	2400	2000
Мирные рыбы	1338	2664	2115	18	776	306
Хищные рыбы	2160	8510	5335	140	185	163
р. Уж						
Макрофиты	11	185	54	2,8	18	12
Моллюски	8	74	47	52	336	174
р. Припять (у г. Чернобыля)						
Макрофиты	3,7	125	35	2,8	357	28
Моллюски	10	78	35	19	140	63
Мирные рыбы	34	259	77	35	370	142
Хищные рыбы	1	140	64	9	163	40

Средние данные по удельной активности тканей гидробионтов из различных водоемов хорошо коррелируют с среднегодовым содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде мест обитания.

3.2. ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в гидробионтах зоны отчуждения ЧАЭС

При оценке радиационной обстановки в районе аварии на ЧАЭС большой интерес в связи с высокой радиотоксичностью вызывают изотопы плутония и ^{241}Am . Широкий диапазон условий выхода радионуклидов из аварийного реактора обусловил не только большую неравномерность их распределения по территории, но и различие физико-химических форм.

Плутоний-238, 239 и 240 являются сильными радиотоксинами, поскольку α -частицы, образующиеся при распаде этих изотопов, имеют ограниченный пробег в тканях и производят высокую удельную ионизацию. Характерное для плутония неомогенное распределение усиливает его действие.

100

Таблица 4. Коэффициенты концентрирования для ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах биогидроценозов водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС

Объекты наблюдений	Цезий-137			Стронций-90		
	минимальное	максимальное	среднее	минимальное	максимальное	среднее
оз. Азбучин						
Макрофиты	13	265	130	9	192	42
Моллюски	120	159	136	242	784	462
оз. Глубокое						
Макрофиты	73	1571	478	1	141	25
Моллюски	22	614	275	83	283	193
Мирные рыбы	371	793	641	217	363	279
оз. Далекое-1						
Макрофиты	30	1781	560	8	64	31
Моллюски	11	92	49	234	1245	983
Мирные рыбы	-	-	3699	-	-	491
Яновский (Припятский) затон						
Макрофиты	7	327	141	5	100	30
Моллюски	-	-	77	-	-	350
пруд-охладитель Чернобыльской АЭС						
Макрофиты	123	1000	677	22	283	118
Моллюски	268	290	279	889	1333	1111
Мирные рыбы	431	.987	738	9	430	168
Хищные рыбы	697	3152	1925	78	93	86
р. Уж						
Макрофиты	41	2313	443	9	87	37
Моллюски	100	925	333	173	1220	566
р. Припять (у г. Чернобыля)						
Макрофиты	26	893	246	9	967	230
Моллюски	71	488	227	63	467	210

Мирные рыбы	213	1619	495	117	1233	473
Хищные рыбы	6	1000	448	30	543	133

Как показали исследования [24], плутоний в ближней зоне отчуждения ЧАЭС находится в крупнодисперсной плохо растворимой фракции частиц топливной матрицы. В то же время плутоний, выпавший в дальней зоне загрязнения, преимущественно в северном секторе, входит в основном в состав мелкодисперсных фракций, обладает повышенной растворимостью, и его миграционная характеристика обусловлена свойствами среды.

По имеющимся данным [25], запасы ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях Яновского (Припятского) затона в 1996 г. составили, соответственно $1,1 \cdot 10^{11}$ и $2,2 \cdot 10^{11}$ Бк. В донных отложениях Семиходовского затона запас радионуклидов плутония составил для ^{238}Pu - $0,1 \cdot 10^{11}$, для $^{239+240}\text{Pu}$ - $0,2 \cdot 10^{11}$ Бк. На основании данных [26], было рассчитано общее содержание суммарного плутония и ^{241}Am в донных отложениях озера Азбучин, составившее в 1997 г., соответственно $5,7 \cdot 10^{10}$ и $5,1 \cdot 10^{10}$ Бк. Эта же величины для оз. Глубокого составили $7,5 \cdot 10^9$ и $6,3 \cdot 10^9$ Бк. По данным Г.В. Лаптева и О.В. Войцеховича [27], на участке левобережной поймы р. Припять в пределах зоны отчуждения ЧАЭС запас изотопов плутония в почве составляет не менее $11 \cdot 10^{12}$ Бк (300 Ки). Общий запас плутония в почвах зоны отчуждения ЧАЭС составляет $44,4 \cdot 10^{12}$ Бк (1,2 кКи) [2].

101

В 1988 г. содержание суммарного плутония у погруженных высших водных растений в Припятском и Семиходовском затонах находилось в пределах 200-280 Бк/кг, а у рыб - до 13 Бк/кг. Содержание плутония у рыб из р. Припять было на порядок меньше [2].

Наши исследования относительно содержания ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в тканях гидробионтов, отобранных в озёрах Глубоком и Далеком-1 в 1998 и 1999 гг., представлены на рис. 15.

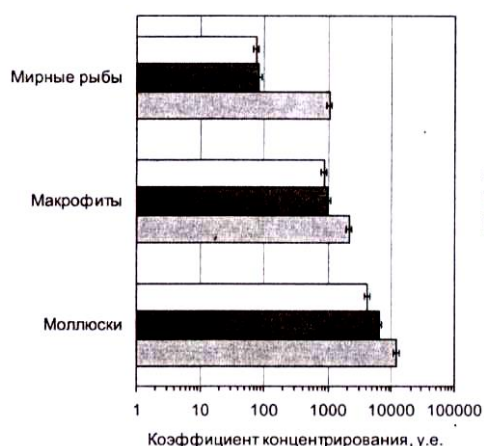


Рис. 15. Коэффициент концентрирования ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am у гидробионтов, обитающих в озёрах ближней зоны отчуждения ЧАЭС

Содержание и КК суммы радионуклидов плутония в высшей водной растительности озёр регистрировалось в диапазоне 1-66 Бк/кг с КК - 24-4175. Максимальными КК характеризовался рогоз узколистный. Значение этого показателя для рогоза было в 7 раз выше по сравнению со средним значением КК для остальных исследуемых видов растений. Усредненный КК

суммарного плутония для 12 видов макрофитов составил около 900. Для моллюсков, обитающих в исследуемых озёрах, отмечены максимальные КК суммарного плутония - до 10460, при этом минимальные значения отмечены для прудовика обыкновенного и максимальные - для дрейссены. Содержание плутония у мирных видов рыб, отловленных в оз. Глубоком, было 1,1-1,4 Бк/кг с КК не более 90. Необходимо также отметить, что КК ^{238}Pu для различных видов гидробионтов было в 1,1-1,6 раза выше КК $^{239+240}\text{Pu}$, что, очевидно, объясняется большей растворимостью оксидов ^{238}Pu по сравнению с оксидами $^{239+240}\text{Pu}$ [28].

Полученные для макрофитов данные согласуются с результатами исследований [29], в которых изучено распределение и динамика накопления ^{239}Pu высшей водной растительностью. Уже на третьи сутки пребывания в воде удельная активность элодеи превысила содержание плутония в воде в 37 раз. Предельное накопление радионуклида элодеей установилось через 3-4 месяца (КК 1500). Экспериментальные данные по

концентрированию ^{238}Pu макрофитами приведены также в работе [30], в которой КК для этого радионуклида регистрировались в диапазоне 230-450.

Среди долгоживущих радионуклидов чернобыльского выброса особое значение приобретает также ^{241}Am , содержание которого в объектах природной среды зоны отчуждения ЧАЭС возрастает, поскольку в составе изотопов реакторного плутония до 98% активности приходится на ^{241}Pu , β -распад которого сопровождается образованием более радиотоксичного α -излучающего ^{241}Am . По растворимости и миграционной активности

102

этот радионуклид занимает промежуточное положение между конкурирующими радионуклидами: высокоподвижным ^{90}Sr и слабоподвижными, долгоживущими ^{239}Pu и ^{240}Pu [28]. Согласно выполненным расчетам [31], через 75 лет после аварии содержание ^{241}Am в зоне влияния аварийного выброса ЧАЭС достигнет $15,69 \cdot 10^{13}$ Бк и превысит суммарную активность α -излучающих изотопов плутония в два раза.

По нашим данным, полученным в 1998 и 1999 гг., содержание ^{241}Am в тканях высших водных растений, отобранных в озёрах Глубоком и Далеком-1, составило 1-45 Бк/кг с КК 83-7458. Максимальные значения КК, как и для изотопов плутония, были зарегистрированы в тканях рогоза узколистного. Величина КК ^{241}Am для этого вида в 5 раз превысила средние значения КК для остальных исследуемых видов растений, что позволяет рассматривать рогоз узколистный как специфический накопитель изотопов плутония и ^{241}Am . Содержание америция у трех видов брюхоногих моллюсков отмечено в диапазоне 5-310 Бк/кг. Минимальные значения получены для прудовика обыкновенного, а максимальные - для катушки роговидной. Содержание ^{241}Am у мирных рыб, отловленных в оз. Глубоком, было 2-10 Бк/кг со средним значением КК - 1028.

4. Заключение

В результате выполненных исследований проанализирован видовой состав представителей биоценозов ряда водоёмов зоны отчуждения ЧАЭС, изучена сезонная динамика и видовая специфичность накопления радионуклидов гидробионтами различных систематических групп. Установлены диапазоны содержания и коэффициента концентрирования радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs для 15 видов высших водных растений, 5 видов моллюсков и 13 видов рыб, среди которых хищных - 4 вида.

Среднее содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в тканях высших водных растений из различных водоёмов зоны отчуждения ЧАЭС составляло, соответственно, 54-6534 и 28-4335 Бк/кг с максимальными значениями в непроточных озёрах Глубоком, Далеком-1 и Азбучин. Активность радионуклидов в тканях макрофитов из различных водоёмов положительно коррелирует с концентрацией ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде мест обитания в течение вегетационного периода.

Среди высших водных растений зоны отчуждения ЧАЭС выявлены виды-индикаторы радиоактивного загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs : концентраторами 1-го порядка для ^{90}Sr являются тростник обыкновенный, роголистник погруженный и водяной орех; концентраторами 1-го порядка для ^{137}Cs являются тростник обыкновенный, уруть колосовидная и осока острая. Наиболее удобный объект среди макрофитов при проведении радиоэкологического мониторинга в водоёмах зоны отчуждения ЧАЭС - тростник обыкновенный, заросли которого являются одной из основных формаций растительных сообществ в исследуемых водоёмах и характеризуются максимальными КК по ^{90}Sr и ^{137}Cs среди наиболее массовых видов.

Изучение сезонной динамики содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs у высших водных растений водоёмов зоны отчуждения ЧАЭС позволяет заключить, что пики накопления радионуклидов для большинства видов приходятся на летний период вегетации, а видовые характеристики КК в различные сезоны связаны с фенологическими особенностями периода вегетации и зависят от фаз роста, которые существенно варьируют во времени для представителей различных видов и эколого-биологических групп.

Соотношение удельной активности и КК радионуклидов макрофитами из исследованных водоемов отражает характер радиоактивного загрязнения водных объектов и прилегающих территорий, происшедшего в результате аварии на ЧАЭС, а также особенности гидрохимического режима водоемов.

Анализ содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в моллюсках водоемов зоны отчуждения ЧАЭС показал, что КК для представителей макрозообентоса регистрируются в диапазонах 450-1100 для ^{90}Sr и 150-450 для ^{137}Cs . Максимальными коэффициентами концентрирования среди исследованных видов характеризуются облигатные фильтраторы - двустворчатые моллюски дрейссена и перловица. При этом, если различия КК ^{90}Sr можно объяснить особенностями морфологического строения раковины и соотношением её веса и общего веса моллюска, то различия КК ^{137}Cs связаны с особенностями функциональной экологии и типом питания этих беспозвоночных.

Изучение распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиоценозах водоемов зоны отчуждения ЧАЭС показало, что усредненные величины содержания радионуклидов и их КК согласуются с общепринятыми представлениями об увеличении удельной активности ^{137}Cs с повышением трофического уровня от мирных видов к хищным. Для ^{90}Sr характерна обратная зависимость. Содержание ^{137}Cs в мышцах рыб из непроточных озер зоны отчуждения ЧАЭС регистрировалось в диапазоне 5200-27000 Бк/кг, что в 35-180 раз выше допустимого содержания согласно принятым в Украине нормативам для рыбы как продукта питания. Содержание ^{90}Sr в мышцах рыб регистрировалось в диапазоне 750-1100 Бк/кг, что превышает допустимое содержание в 21-32 раза. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в съедобной части рыб из р. Припять, отловленных на территории зоны отчуждения ЧАЭС, лишь в отдельных случаях незначительно превышали допустимые уровни.

Содержание $^{238+239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в высших водных растениях, отобранных в наиболее загрязнённых радионуклидами озерах зоны отчуждения, регистрировалось, соответственно, в диапазоне 1-66 Бк/кг (КК - 24-4175) и 1-45 Бк/кг (КК - 83-7458). При этом специфическим концентратором исследуемых трансурановых элементов среди изученных видов макрофитов является рогоз узколистый. Среди водных животных максимальные активности $^{238+239+241}\text{Pu}$ и ^{241}Am отмечены для моллюсков, среднее содержание радионуклидов в которых было, соответственно, 1-78 Бк/кг (КК - 25-10460) и 5-310 Бк/кг (КК - 1095-51667). Содержание изотопов плутония и ^{241}Am у мирных видов рыб, отловленных в оз. Глубоком, было, соответственно, 1,1-1,4 Бк/кг (с КК не более 90) и 2-10 Бк/кг (со средним значением КК - 1028).

Особенности морфологического строения и функционирования исследованных гидробионтов, различающихся по своему трофическому уровню и систематическому положению, обуславливают определённые различия в строении и соотношении удельного веса специфических тканей и органов, концентрирующих радионуклиды. Это предопределяет различные величины КК для исследованных радионуклидов, позволяя расположить их для представителей различных систематических групп в следующие ряды: высшие водные растения - $^{241}\text{Am} > ^{238}\text{Pu} > ^{239+240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$; моллюски - $^{241}\text{Am} > ^{238}\text{Pu} > ^{239+240}\text{Pu} > ^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs}$; рыбы - $^{137}\text{Cs} > ^{241}\text{Am} > ^{90}\text{Sr} > ^{238}\text{Pu} > ^{239+240}\text{Pu}$.

1. Деревец В.В., Дорошенко Л.А., Сухоручкин А.К., Ткаченко Ю.В. Оценка эффективности водоохраных сооружений на левобережной пойме р. Припяти // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - К.: Наук. думка. - 1996. - Вип. 3. - С. 200-203.

2. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. О.В. Войцеховича. - К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. - Т. 1. - С. 224-230.

3. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. Почвенные и пресноводные экосистемы. - М.: Наука, 1975. - 185 с.

4. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды // Тр. Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. - Свердловск, 1978. - Вып. 110. - С. 65-69.

5. Марчиленене Д.П. Влияние комплексных и температурного фактора на накопление радионуклидов пресноводными растениями // Гидробиол. журн. - 1990. - 26, № 2. - С. 71-74.

6. Марчиленене Д.П., Душаускене-Дуж Р.Ф., Мотеюнене Э.Б. и др. Влияние термического режима водоема на гидробиоценозы // Экология. - 1982. - № 2. - С. 49-55.

7. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.И., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление Co, Sr, Cs, Са и К пресноводными растениями // Экология. - 1983. - № 4. - С. 68-70.
8. Бессонов Б.И., Бельчева Н.Н., Саенко Т.Н. и др. Светоиндуцирование изменения в обмене H_4CO_3 , $^{22}\text{Na}^+$, $^{32}\text{PO}_4^{3-}$, $^{35}\text{SO}_4^{2-}$, $^{45}\text{Ca}^{2+}$, $^{59}\text{Fe}^{3+}$, $^{131}\text{I}^-$ между морской водой и таломом водоросли // Тр. Междунар. симп. "Взаимодействие между водой и живым веществом". - М.: Наука, 1979. - Т. 1. - С. 103-107.
9. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Фелинская В.Ю. Влияние света на поглощение радиоизотопов пресноводными растениями // Тр. Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. - Свердловск, 1978. - Вып. 110. - С. 3-7.
10. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Наук. думка, 1992. - 194 с.
11. Корелякова И.Д., Горбик В.П. Высшая водная растительность Днепра и его водохранилищ // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. - К.: Наук. думка, 1989. - 232 с.
12. Мережко А.И., Смирнова Н.И., Горбик В.П. Формирование зарослей рогоза узколистного и функциональная активность его корневой системы // Гидробиолог. журн. - 1979. - 15, № 1. - С. 20-25.
13. Мережко А.И., Смирнова Н.И., Горбик В.П. Продуктивность и функциональная активность корневой системы // Гидробиолог. журн. - 1980. - № 5. - С. 127-131.
14. Смирнова Н.И. Эколого-физиологические особенности корневой системы прибрежно-водных растений // Гидробиолог. журн. - 1980. - 16, № 3. - С. 60-72.
15. Дубына Д.С. Кувшинковые Украины (видовой состав, распространение, запасы, биология, использование, охрана и обогащение): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. - К., 1976. - 26 с.
16. Лайнерте М.П., Сейсума З.К. Роль прибрежно-водных растений пресноводных водоёмов в концентрировании Са и Sr (стабильного и радиоактивного) // Высшие водные и прибрежно-водные растения: Тез. докл. 1-й Всесоюз. конф., Борок, 7-9 сент., 1977 г. - Борок, 1977. - С. 117-119.
17. Овчинников И.Ф. *Unio crassus m. ater* Nils, и его промысловое значение // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. - Л., 1932. - Т. 1. - С. 1-24.
18. Овчинников И.Ф. Материалы к изучению советского перламутра и его продуценты // Тр. Севан. озер. ст. - Ереван. - 1933. - Т. 4. - Вып. 1-2. - С. 10-72.
19. Вовк П.С., Простантинов В.Е. Состояние экосистемы пруда-охладителя ЧАЭС в условиях радиоактивного загрязнения. - Чернобыль, 1997. - 44 с.
20. Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. - Л.: Наука, 1981. - 248 с.
21. Карневич А.Ф. Особенности размножения и роста двустворчатых моллюсков солоноватоводных морей СССР. - Экология беспозвоночных южных морей СССР. - М., 1964. - С. 3-60.

105

22. Лукачина Е.А. Питание некоторых пресноводных Gastropoda: Автореф. дис. ...канд. биол. наук. - М., 1958. - 11 с.
23. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питної води (ДР-97). - К.: М-во охорони здоров'я України. Комітет з питань гігієнічного регламентування. НКРЗУ, 1997. - 38 с.
24. Попова И.Я., Погодин Р.И. Физико-химическое состояние плутония в почвах различных зон загрязнения ЧАЭС // Экология. - 1991. - № 5. - С. 79-81.
25. Радіаційний моніторинг зони відчуження (Огляд підготовлено Державним підприємством "РАДЕК") (/ Бюл. еколог. стану зони відчуження. - 1997. - 4(9). - С. 8-28.
26. Афонін С.В., Брагін Ф.В., Годун Б.О., Горський Б.О., Деревець В.В. та ін. Радіаційний стан території зони відчуження в 1997 році // Бюл. еколог. стану зони відчуження. - 1998. - 11(2). - С. 4-15.
27. Лаптев Г.В., Войцехович О.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв Припяти в условиях их затопления // Исследования, расчеты и прогнозы гидрологического режима и радиационного загрязнения рек Украины: Тр. УкрНИГМИ. - 1993. - Вып. 245. - С. 127-143.
28. Баженов В.А., Булгаков Л.А., Василенко И.Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. - Л.: Химия, 1990. - 464 с.
29. Гнеушева Г.И. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью // Пробл. радиоэкологии водных организмов: Материалы симп., Миассово, 10-15 июля 1968 г. / Акад. наук СССР. Урал. науч. центр. Тр. Ин-та экологии растений и животных. - Свердловск, 1971. - С. 115-118.
30. Марчиоленене Д., Душаускене-Дуж Р., Мотеюнене Э., Швобене Р. Радиохимикоэкологическая ситуация в оз. Друкшяй - водоеме-охладителе Ингалинской АЭС. - Вильнюс: Academia, 1992. - 216 с.
31. Сухоручкин А.К., Марченко В.И. Относительная радиационно-гигиеническая значимость америция-241 и других радионуклидов чернобыльского выброса // Проблемы Чернобыльської зони відчуження. - К.: Наук. думка, 1994. - Вип. 1. - С. 37-44.

Государственное научно-производственное предприятие "РАДЭК" Министерства Украины по вопросам чрезвычайных ситуаций и делам защиты населения от последствий Чернобыльской катастрофы

Критерии оценки планирования готовности к авариям, катастрофам и стихийным бедствиям

В статье представлены 10 основных критериев оценки планирования готовности организаций и служб, которые принимают непосредственное участие в оказании медико-санитарной помощи при возникновении катастроф, аварий, стихийных бедствий. Критерии разработаны на основе результатов оценки и анализа планирующих материалов 25-ти административно-территориальных единиц Украины, информационно-методических документов и изучения источников литературы.

Предложенные критерии оценки планирования готовности к оказанию помощи в случае возникновения чрезвычайных ситуаций позволили выявить его недостатки, а также дать определение понятию "эффективное планирование".

© А.А. Петриченко, С.Г. Галкина

106

Переход в III-е тысячелетие совпадает с переходом постиндустриальной цивилизации к обществу повышенного риска. Возрастающее число техногенных аварий, стихийных бедствий и катастроф способствует тому, что воздействие биосферы на человека становится агрессивнее. Противодействие чрезвычайным ситуациям (ЧС) представляет собой направление деятельности, способствующее развитию мировой цивилизации. Глобальные проблемы человечества, в том числе мировой экологический кризис, достигли такого напряжения, что создали непосредственную угрозу возможности длительного существования земной цивилизации. ЧС становятся более частыми и масштабными. Они способны подорвать не только экономику, но и поставить под угрозу безопасное проживание людей на больших территориях, вызвать социально-политическую нестабильность.

Ликвидация последствий ЧС - это сложный комплекс мероприятий, направленный на защиту населения, в котором принимают участие силы и средства целого ряда учреждений различных министерств и ведомств. Как показал опыт аварии на Чернобыльской АЭС, организация взаимодействия и координации усилий всех участников ликвидации последствий аварии - одно из важнейших звеньев этого комплекса [1].

Опыт последних лет свидетельствует о том, что в деятельности национальных организаций и служб, которые привлекаются для оказания медико-санитарной помощи при стихийных бедствиях, крупных авариях на промышленных предприятиях и транспортных магистралях, прослеживается явная тенденция к переходу импровизированных мероприятий в момент катастрофы и после неё к плановой готовности к возникновению катастрофы. Доказана высокая экономическая эффективность такого подхода [2, 3].

Основное внимание изданные документы уделяют своевременному планированию сложной системы организационных, социально-юридических и медицинских мероприятий в зависимости от прогнозируемой аварийной ситуации [4].

Условием четкой координации и взаимодействия является управление, поэтому без своевременного прогнозирования, планирования и подготовки невозможно оптимизировать этот достаточно сложный процесс и достичь наивысшей эффективности минимальными средствами.

Среди них важное, а иногда и решающее значение имеют мероприятия, в основе управления которыми лежит план организационно-медицинских мероприятий по защите населения в случае возникновения аварии (аварийный план) как составная часть общего комплексного плана территориальных органов (штабов Гражданской обороны и по ЧС), а также планы системы здравоохранения. План организационно-медицинских мероприятий по защите населения при возникновении чрезвычайной ситуации или крупномасштабной аварии на АЭС является основой управления силами и средствами здравоохранения, которые включаются в ликвидацию ее последствий.

Будучи особым планом соответствующего административно-территориального органа здравоохранения, он одновременно является важнейшей частью общего плана, который разрабатывается штабами Гражданской обороны (ГО) этого же административного уровня управления. Особенно это касается той части плана, которая связана с организацией взаимодействия с силами и средствами здравоохранения: других административных территорий, других ведомств, поскольку ликвидация ЧС и ее последствий - это комплекс мероприятий, в которых принимают участие органы и учреждения различного значения.

План медико-санитарного обеспечения населения в ЧС должен разрабатываться на основе всесторонней оценки медико-географических и экологических условий, конкретной обстановки на территории (объекте), к которой он относится, расчета характера и объема медико-санитарных последствий возможной ЧС, наличия и возможностей сил и средств служб (ГО, медицины катастроф и т.д.), действующей системы здравоохранения и других факторов, которые имеют непосредственное отношение к ликвидации медико-санитарных последствий ЧС.

В данной работе предусматривается дать характеристику критериям оценки планирования готовности организаций и служб, которые непосредственно привлекаются к ликвидации медико-санитарных последствий при возникновении катастроф, аварий, стихийных бедствий.

Эффективное планирование - это такое планирование, которое соответствует нижеприведенным десяти критериям, то есть с точки зрения оценки планирования должно содержать в себе эти характеристики. Другие черты могут, очевидно, также улучшить планирование, однако исследования, проведенные нами в области медицины катастроф на протяжении последних лет, показали, что эти десять критериев являются необходимыми, если не достаточными, для планирования подготовки к ЧС.

1-й критерий: при эффективном планировании должно быть четко обозначено, что ЧС техногенного и природного характера качественно отличаются от мелких чрезвычайных происшествий.

Почти всем организациям в своей работе приходится сталкиваться с мелкими происшествиями, для некоторых эти явления - составная часть их деятельности (например, пожарной службы). В таких случаях у них разработаны стандартные оперативные мероприятия. ЧС отличаются от мелких происшествий не только размерами, т.е. масштабами, но и типом происшествия. ЧС - качественно другое явление. Всё это необходимо учитывать при планировании, учении, в ходе действий в условиях ЧС и при оценке действий группы или организации в такой ситуации. Во время ЧС организации могут столкнуться с совершенно неожиданными обстоятельствами, с которыми они должны быть готовы справиться.

Таким образом, планирование подготовки к ЧС, которое не учитывает ни качественного, ни количественного различия между происшествиями и ЧС, нельзя признать эффективным.

2-й критерий: эффективное планирование должно быть общим, а не зависящим от причины ЧС.

В большинстве случаев планирование зависит от конкретной причины ЧС. Исследования же показывают, что планирование должно быть общим.

Существует тенденция проводить планирование отдельно для каждой причины ЧС. Такое планирование осуществляется, как правило, разными организациями, которые и принимают участие в ликвидации последствий ЧС.

При рассмотрении множества человеческих и организационных проблем, возникающих при подготовке к ЧС и ликвидации ее последствий, конкретная причина не имеет значения. Например, для эвакуации людей, независимо от причины ЧС, требуются однотипные предупредительные мероприятия и система оповещения. Наши исследования

108

показали, что существует тенденция оказывать в первую очередь помощь потерпевшим с менее серьезными травмами, и наиболее вероятно то, что не все имеющиеся госпитали и медицинские учреждения будут использованы.

Научные исследования свидетельствуют о том, что планирование подготовки к бедствиям должно быть, прежде всего, общим и что должна быть лишь одна главная организация, ответственная за координацию общего планирования для всех видов ЧС (в Украине - Министерство ЧС). В пределах общего планирования могут быть отражены особенности для конкретных аспектов отдельных видов ЧС.

Помимо вышесказанного, необходимо подчеркнуть преимущества общего планирования:

- 1) экономия средств за счёт меньших затрат времени, усилий, ресурсов;
 - 2) способ устранения дублирования, конфликтов, накладок и упущений при фактическом реагировании;
 - 3) способ повышения эффективности организованной реакции на ЧС.
- 3-й критерий:* эффективное планирование должно быть интегрированным, а не фрагментарным.

Одной из слабых сторон планирования подготовки к ЧС является то, что оно не учитывает потребностей всего общества. Организации бессмысленно составлять план для самой себя или для группы других организаций, когда потенциальные или фактические ЧС требуют усилий всего общества. При этом, чем больше масштаб ЧС, тем больше различных групп.

Эффективное планирование подготовки к ЧС требует усилий всего общества. Все элементы общества, которые имеют отношение к ликвидации последствий ЧС, обязаны не только принимать участие в планировании, но и действовать скоординированно. ЧС не поражают только часть общества, они нарушают жизнь общества в целом. Планирование также должно быть общим, с привлечением всех ответственных организаций.

4-й критерий: эффективное планирование должно основываться на координации ресурсов.

Существует тенденция к заимствованию принципов планирования подготовки к ЧС из военных ситуаций и сценариев. Часто считают, что лучшим способом подготовки организации и управления в случае бедствия является принятие модели, которая предусматривает отдачу команд и контроль их выполнения. Исследования в области медицины катастроф показали, что командно-контрольные модели не только редко являются организационно жизнеспособными, но и, что значительно важнее, стали бы плохими моделями для использования и планировании подготовки к ЧС, даже если бы их можно было применить в действительности. В условиях ЧС наблюдается меньше отличий от повседневной жизни, чем предусматривается. Кроме того, пострадавшие вместо того, чтобы проявлять иррациональное поведение, продолжают в той мере, насколько это возможно, свою обычную деятельность и выполнение своих должностных и семейных обязанностей. Большинство организаций продолжают действовать также эффективно, как они и действовали в обычных условиях, и очень редко становятся нефункциональными даже в условиях самых страшных ЧС.

Таким образом, при эффективном планировании лучше не заниматься централизацией власти, а разработать модель координации ресурсов. ЧС влияют на разнообразные стороны

109

жизни общества, каждая из которых имеет установленные принципы подчиненности и требует моментальных действий и самостоятельного принятия решений. Это делает создание системы централизованной власти невозможным. Принцип централизации власти основывается, как правило, на теории дезинтеграции общественной жизни. Однако свидетельства правильности поведения людей и приспособляемости традиционных структур показывают, что исполнение власти - это проблема больше органов подготовки к ЧС, чем жизни в условиях ЧС.

5-й критерий: эффективное планирование должно фокусироваться на общих принципах, а не на общих деталях.

При разработке планов планирующие органы пытаются учесть каждую отдельную деталь. Этот путь неверный по ряду причин. Все запланировать невозможно. Ситуации постоянно изменяются, и элементы планов быстро стареют.

Сложное и детальное планирование, как правило, отталкивает от себя большинство людей, которые должны реализовывать план, в результате чего такой план просто игнорируется. Всё планирование в случае возникновения ЧС должно быть направлено на конкретные детали.

Таким образом, необходимо указать, что эффективное планирование требует принятия концепции, что существуют принципы эффективного планирования.

6-й критерий: эффективное планирование - это более значительный процесс, чем просто подготовка документа (плана).

Ещё одно затруднение в разработке и составлении качественного плана подготовки к ЧС - это слишком узкий взгляд на то, в чём заключается такое планирование. Готовность к ЧС и разработка письменного плана - это не одно и то же. Следует рассматривать планирование как процесс, а не просто как выпуск какого-то продукта. С этой точки зрения планирование подготовки к ЧС предусматривает все те мероприятия, которые через короткое или длительное время будут способствовать улучшению реагирования в период возникновения ЧС.

Планирование подготовки к ЧС заключается в следующем:

- а) проведение совещаний для передачи информации;
- б) проведение учений;
- в) разработка методов обучения, передачи знаний и оценки;
- г) формулирование документов о взаимопонимании и соглашения о взаимопомощи;
- д) получение, размещение и сбережение материальных ресурсов;
- е) обучение общественности и других участников планирования;
- ж) проведение мероприятий, направленных на обучение населения;
- з) налаживание неформальных связей между группами, которые принимают участие в ликвидации ЧС;
- и) обсуждение и передаче информации о предстоящих угрозах возникновения ЧС;
- к) составление планов организаций и объединение их в общие планы на случай ЧС;
- л) постоянное обновление устаревших материалов и стратегий.

Таким образом, хотя официальные планы подготовки к ЧС являются элементом подготовки, их лучше рассматривать лишь как одно из множества мероприятий, которые необходимо провести для обеспечения эффективного реагирования общества в случае бедствия, т.е. для того, чтобы достигнуть требуемой подготовленности, необходимо провести целый ряд мероприятий.

110

7-й критерий: эффективное планирование должно быть направлено на достижение требуемых действий путем предусмотрения возникновения проблем и их возможных решений.

В некоторых случаях планирование должно быть направлено на предупреждение бедствия, однако основная часть планирования должна быть направлена на изменение последствий того, что произойдет. План должен указывать на ряд проблем, которые могут возникнуть, и ряд их возможных решений.

Случайных факторов слишком много, чтобы предусмотреть все возможные последствия, однако при эффективном планировании можно указать на некоторые из основных моментов ситуации.

Планирование подготовки к ЧС должно быть направлено на то, чтобы добиться определенных действий. В некоторых случаях такое планирование является просто механизмом ускорения реакции на критическую ситуацию. Планирование должно помочь отказаться от импульсивных действий и способствовать внедрению мероприятий, которых требует конкретная обстановка.

8-й критерий: эффективное планирование должно быть основано на том, что вероятнее всего может произойти.

Некоторые планирующие организации ориентируются не на реальную ситуацию, которая может сложиться в результате ЧС, а на идеальную, которую можно представить. Эффективное планирование подготовки к ЧС в качестве основного элемента должно включать просвещение и обучение населения. Необходимо обучать не только свою группу тому, чего следует ожидать, но и знать, как будут реагировать другие.

9-й критерий: эффективное планирование должно основываться на знаниях, а не на ошибочных представлениях.

К сожалению, очень часто планирование основывается на событиях последних ЧС или на опыте, полученном организацией или территориальной единицей вследствие небольшого происшествия. Оно, таким образом, не основывается на систематизированных знаниях о действиях в условиях ЧС.

Исследования последнего десятилетия в области общественных наук поставили обычные представления о ЧС под сомнение. Очевидно, в связи с этим любая деятельность по вопросам подготовки, построенная на неправильных представлениях о ЧС, не будет эффективным планированием.

Адекватная база знаний с целью планирования основывается на изучении максимально возможного количества ЧС, систематическом и объективном анализе полученной при этом информации, попытке сформулировать общие принципы и теоретические модели ЧС. Такая цель лежит в основе научных исследований, проводимых нами.

10-й критерий: при эффективном планировании надо использовать современные научные достижения.

Планирование не может базироваться только/или в основном на здравом смысле.

Несколько десятилетий назад планирующие органы могли справедливо заявить о наличии малой информации по данной проблеме. В настоящее время мы обладаем достаточным объёмом научных знаний, которые можно использовать при планировании подготовки к ЧС.

Разработанные нами критерии оценки планирования готовности к ЧС позволили иначе подойти к оценке планирующих документов 25-ти административных территорий Украины. Анализ и оценка планирующих материалов проводились уже с позиций

111

соответствия их предложенным характеристикам. Результаты исследований свидетельствуют о том, что изученные материалы не соответствуют понятию "эффективное планирование".

Таким образом, проведенная в данном направлении работа позволила разработать критерии оценки планирования готовности к ЧС; дать определение понятию "эффективное планирование", оценку планирующим документам 25-ти административно-территориальных единиц Украины.

В заключение можно сказать, что понимание сути эффективного планирования не означает, что его можно достичь в ближайшее время. Таким образом, оценка планирования готовности к ЧС должна осуществляться с учетом того, что мы находимся не в идеальном, а в реальном мире. Для улучшения планирования наших действий в случае ЧС необходимо быть реалистами как относительно определения того, что существует реально, так и относительно понимания того, чего можно реально достичь.

1. Работа ВОЗ в европейском регионе в 1986 г.: Годовой отчет директора Регионального бюро (ВОЗ, Европейское бюро, региональное бюро). - Копенгаген, 1987. - 35 с.

2. Постникова Л.К., Зайцева Л.А., Кузнецова Р.А. О состоянии системы планирования Всероссийской службы катастроф. - 1993. - № 2(-4). - С. 50-54.

3. Шойгу С., Малинин Н., Шевченко П. О путях развития системы противодействия чрезвычайным ситуациям // Жизнь и безопасность. - № 3. - С. 69-70.

4. Burkholder Brent T., Took Michael J. Evolution of complex disasters // Lancet, 1995. - № 8981. - P. 1012-1015.

Научный центр радиационной медицины АМН Украины, Киев

УДК 577.41/:577.391: 631.6

О.Л. Шевченко, О.М. Козицкий, І.Ю. Наседкін, Г.О. Акінфієв,
С.І. Кіреєв, О.І. Сахацький, А.Я. Ходоровський

**Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу
Лівобережної польдерної системи**

Подано аналіз ефективності роботи водоохоронного комплексу, якій складається з двох протиповеневих дамб та польдерної насосної станції, за 1998 і 1999 рр. Розглянуто динаміку зміни площ поверхні води та перезволожений ділянок за результатами дешифрування багатозональних космічних знімків. Ефективність роботи польдерної станції оцінено за розрахунками водного балансу та виносу ^{90}Sr через проран; водоохоронний ефект дамби - за результатами моделювання площ затоплення і обсягів виносу активності ^{90}Sr за допомогою пакету програм Arc View. Обґрунтовано альтернативну схему водовідведення з території польдеру.

© О.Л. Шевченко, О.М. Козицький, І.Ю. Наседкін, Г.О. Акінфієв, С.І. Кіреєв, О.І. Сахацький, А.Я. Ходоровський

Аналіз ефективності лівобережної дамби. Згідно з результатами моніторингових спостережень ЦРЕМЗВ "РАДЕК" нова лівобережна дамба забезпечує значний водозахисний ефект в періоди екстремальних ситуацій, викликаних високими повенями та заторно-зажорними явищами [1]. За останні роки небезпека різкого підняття рівнів води у р. Прип'ять в періоди льодоходу дещо знизилась завдяки оперативному реагуванню служб експлуатації з ліквідації небезпечних льодових утворень з використанням криголаму. Але зимовий сезон 1997-98 рр., літньо-осінній період 1998 р., початок зими 1998-99 рр. та весняна повінь 1999 р. відрізнялись дуже високою водністю [2]. Так, при зимових зажорах 1998 р. максимальні рівні води в річці (в створі дамби №3) складали: на початку року - 1-2 лютого - 105,88 м балтійської системи висот (БС), а наприкінці року - в листопаді (протягом 8 днів) - 106,07-106,74 м БС.

В табл. 1 наведено розрахункові рівні й витрати р. Прип'ять 1; 10; 50% забезпеченості максимального стоку весняної повені й дощових паводків за матеріалами гідрометеослужби та інформаційними матеріалами.

Таблиця 1. Характеристика максимального стоку р. Прип'ять на водомірному посту м. Прип'ять

Характеристики	Забезпеченість, %		
	1	10	50
Рівні весняної повені, м БС	110,4	109,2	107,9
Рівні дощових паводків, м БС	107,25	106,01	104,65
Максимальні витрати весняної повені, м ³ /с	5550	3050	1740
Максимальні витрати дощових паводків, м ³ /с	1300	675	300
Тривалість затоплення заплави під час весняної повені (±5 діб)	60	45	30
Площа затоплення заплави весняною повінню на ділянці Мозир-Київське водосховище, км ² :			
лівий берег	641	466	376,6
правий берег	220	187	151,4
загальна	861	653	528
Площа затоплення заплави дощовими паводками, км ² :			
лівий берег	185	147	105
правий берег	100	49	10
загальна	285	196	115

Аналіз результатів табл. 1 показує, що небезпека затоплення заплави під час весняної повені виникає майже щороку, під час дощових паводків - частіше, ніж 1 раз в 3 роки.

Активність ^{90}Sr (ГБк), що могла б надійти в р. Прип'ять при затопленні лівосторонньої заплави в межах нині огороженої міждамбової площі, визначається за формулою:

$$A^{90}\text{Sr} = K(W_n - W_{\text{бр}}) \cdot n \cdot C_t, \quad (1)$$

де K - коефіцієнт доли стоку на лівобережній заплаві в загальному стоці по заплаві р. Прип'ять в створі дамби, %; W_n - середньодобовий об'єм стоку річки за період повені, м³; $W_{\text{бр}}$

- об'єм стоку в бровках русла за добу, m^3 ; n - кількість днів із стоком на заплаві; Ct - об'ємна активність ^{90}Sr , якої набуває вода за час проходження через площу застави (встановлюється експериментально), $кБк/м^3$.

113

Розрахунки за даною формулою є приблизними через відсутність надійних розрахункових параметрів. Окрім того, при використанні формули вводиться низка вимушених припущень, що не відповідають природним умовам проходження паводку:

- витрата води в бровках русла не змінюється після виходу води на заплаву;
- заплава ріки затоплюється на однакову висоту по всій своїй ширині;
- вплив огорожувальної дамби на зміну висоти затоплення застави не враховується.

Площі затоплення лівосторонньої і правосторонньої застав р. Прип'ять приймаються за матеріалами розрахунків УкрНДГМІ, які виконано для весняних і дощових паводків різної забезпеченості. Нижче наведено розрахунки для об'ємів стоку через Красненську заплаву, характерні для повені аварійного 1986 р., що відповідає паводку 75% забезпеченості.

Максимальні позначки рівнів води під час проходження паводку 1986 р. зафіксовано на рівні 105,46 м, витрати води при цьому дорівнювали 1000-1020 $m^3/с$. Тривалість паводку - 23 доби. Об'єм стоку за весь паводок дорівнював 4376 млн. m^3 , з якого 1590 млн. m^3 пройшло в межах бровок русла, а 2786 млн. m^3 - через заплаву (включаючи об'єм безпосередньо над руслом річки - вище відміток бровок). Відповідно до схеми затоплення застави, через її лівосторонню частину проходить близько 57% надзавпавного стоку, що відповідає 1588 млн. m^3 . Тоді, розрахована активність ^{90}Sr , що могла б бути винесена з Красненської застави при відсутності захисної дамби за час проходження паводку 75% забезпеченості, близька до 30000 ГБк при концентрації ^{90}Sr у воді 18,5 $кБк/м^3$; при концентрації 40 $кБк/м^3$ - 63520 ГБк.

В теплий період 1998 р., коли відбулось кілька досить високих дощових паводків, не було зафіксовано рівнів, вищих за 105,6 м БС (створ дамби №3, серпень). За цих рівнів було б можливим лише незначне затоплення застави за відсутності дамби, оскільки вихід води на заплаву відбувається при абсолютних позначках води в річці 105,2 м БС.

Отримання більш точного прогнозу площі затоплення та виносу активності ^{90}Sr стало можливим завдяки моделюванню затоплення міждамбового простору за допомогою модуля Spatial Analyst. Для побудови цифрової моделі поверхні було оцифровано карту місцевості. Вводилась інформація про висоту місцевості (ізогіпси, додаткові точки висот, висота урізів води), контури водних об'єктів. Контури дамби та міждамбової області було сформовано за космічним знімком. Контури водоймищ на послідовних етапах побудови моделі використовувались тричі - як джерело інформації про висоту місцевості, як обмеження для заборони інтерполяції в задану область і як база для подальшого вилучення цієї території з остаточної моделі суходолу.

Для кожного рівня можливого затоплення було розраховано сітку, значення якої відповідає товщині шару води над точкою поверхні суходолу. По сітці обчислено характеристики, що наводяться в табл. 2.

Завдяки моделюванню отримано площі, з яких відбувається змив активності в річку (діючі площі) та обсяги води над діючою затопленою поверхнею при можливих сценаріях, в тому числі при рівнях: 107,9 м - весняна повінь 50% забезпеченості; 108,25 м - максимальний рівень в річці під час весняної повені 1999 р. Очевидно (табл. 2), що за відсутності дамби,

Таблиця 2. Результати моделювання можливої повені в міждамбовому просторі (за відсутності нової дамби)

Рівень повені в створі дамби № 3, мБС	Тривалість затоплення (п), доба	Площа діючої затопленої поверхні, км ²	Об'єм води над діючою затопленою поверхнею ($W_{\text{зат}}$), млн. м ³	Ширина затоплення запливи, м	Середня товщина шару води над затопленою поверхнею (h_3), м	Площа поперечного перерізу надзаплавного потоку, м ²	Швидкість течії (V), м/с	Витрати (Q), м ³ /с	Розрахований об'єм стоку (W_n), млн. м ³	Об'ємна активність ⁹⁰ Sr за результатами експерименту (Ct), кБк/м ³	Винос ⁹⁰ Sr за час затоплення (A ⁹⁰ Sr), ГБк
108,42		13,79	24,09	1563	1,747	2730					
	4					2597	0,8	2040	700	52	36400
108,25		13,707	21,75	1553	1,587	2464					
	9					2215	0,7	1500	1166	47	54820
107,9		11,377	17,2	1300	1,512	1965					
	24					1450	0,6	850	1760	42	74020
106,74		6,151	6,174	930,5	1,004	934					
	27					695	0,5	330	770	56,2	43270
106,01		4,124	2,420	774,7	0,59	457					
	19					390	0,4	130	200	90	18000
105,8		2,20	1,918	372,6	0,87	324					
	25					210	0,3	63	130	56,5	7345
105,5		1,70	1,30	140	0,70	98					

за час повені 1999 р. майже вся огорожена поверхня (близько 16 км²) була б затоплена. Швидкість течії розраховано за аналогією з повеннями, що відбулися до будівництва нової лівобережної дамби.

Використання результатів просторового та фізичного моделювання дозволяє спростити рівняння (1):

$$A^{90}\text{Sr} = W_n \cdot C_t, \quad (2)$$

де W_n - об'єми води, що проходять через затоплену заплаву за час повені n , м³;

$$C_t = \frac{C_e h_e}{h_z}, \quad (3)$$

C_e - об'ємні активності ^{90}Sr , отримані з фізичного експерименту на монолітах; h_e - шар води над монолітом в експерименті; h_z - середня товщина шару води на заплаві за результатами просторового моделювання (табл. 2).

При виході води на заплаву до відміток 106 м та повільному її стіканні об'ємні активності ^{90}Sr , за даними експериментів (див. статтю цього збірника "Вымывание как процесс вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод на пойменных участках и в мелиоративных каналах"), збільшуються максимально - в 134 рази (від 0,7 до 93,8 Бк/л). При затопленні вищих ділянок збільшення концентрацій не відбуватиметься завдяки розбавленню більшими об'ємами води (табл. 2).

Побічні ефекти від лівобережної дамби. Різномісна космічна зйомка виявила, що за період повені в квітні 1994 р. було затоплено біля 7,4 км² (табл. 3) [3, 4, 5], зіставимо це з можливою загальною площею затоплення при зажогах в листопаді 1998 р. За рахунок підпорів, викликаних дамбами, рівні води в окремих водоймах міждамбової площі в 1994 р. були вищими від зафіксованих в аванкамері польдерної насосної станції (ПНС) - 105,15 м. За даними ЦРЕМЗВ "РАДЕК" об'ємні активності ^{90}Sr в аванкамері ПНС влітку 1994 р. (при рівнях води у р. Прип'ять в створі дамби № 3 - 105,93 м) досягали 63 Бк/л. Пояснюється це високою інтенсивністю дощових опадів, кількість яких в березні 1994 р. склала 255% від середньомісячної норми, що можна порівняти з короткостроковим виходом паводкових вод на поверхню. В 1999 р. при рівнях води в аванкамері 105,83 м об'ємні активності ^{90}Sr не перевищили 50 Бк/л. Зважаючи на те, що вихід поверхневих вод на раніш затоплювану поверхню не приводить до перевищення концентрацій ^{90}Sr при першому затопленні, можна припустити, що рівні затоплення міждамбової площі досягали в 1994 р. позначок 105,8 м, а отримані значення об'ємної активності (див. табл. 2) є дещо завищеними. Крім того, завдяки піщаному складу порід, значна частина рухливих форм радіонуклідів до нашого часу винесена інфільтраційними потоками на глибину. Таким чином, відсутнього зростання концентрацій ^{90}Sr при вході води до відміток 105,8 м надалі не відбуватиметься, що дозволяє підвищити допустимі регламентні рівні в аванкамері як мінімум до 105,5 м.

Незважаючи на високу захисну ефективність нової лівобережної дамби, винос ^{90}Sr через проран у дамбі № 7 залишається одним із найвищих серед водотоків зони [3]. Концентрації ^{90}Sr досягають тут 40-60 кБк/м³.

Завдяки старій та новій дамбам, стік з водозбору загальною площею близько 100 км² забезпечується лише прораном в старій дамбі. Диспропорція між притоком з водозбору і відтоком через проран підтверджується розрахунками

116

Таблиця 3. Зіставлення площ водної поверхні та суходолу для території між старою та новою дамбами на лівобережжі р. Прип'ять за матеріалами багатозональної космічної зйомки (1994-1998 рр.)

Характеристика площ, виділених на знімку	км ²	% від загальної площі
Площа суходолу, яка не була зайнята водою у 1994-1998 рр.	5,86	38,7
Площа, що була під водою лише у квітні 1994 р.	4,52	29,8
Площа, що була під водою лише у серпні 1995 р.	0,83	5,5
Площа, що була під водою лише у липні 1998 р.	0,82	5,4
Загальна площа водної поверхні у квітні 1994 р.	7,44	49

Загальна площа водної поверхні у серпні 1995 р.	2,41	15,9
Загальна площа водної поверхні у липні 1998 р.	3,16	20,8
Площа, що була під водою у квітні 1994 та серпні 1995 р.	0,76	5,0
Площа, що була під водою у квітні 1994 та липні 1998 р.	1,51	10
Площа, що була під водою у серпні 1995 та липні 1998 р.	0,18	1,1
Площа, що постійно була під водою у 1994-1998 рр.	0,64	4,2
Загальна площа, що була покрита водою у квітні 1994, серпні 1995 та липні 1998 р.	9,26	61

Таблиця 4. Порівняння відтоку через проран та притоку у ВБ з боку Красненського старику з урахуванням роботи ПНС протягом 1998 р., млн. м³

Місяць	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Приток в придамбовий канал	2,53	4,1	6,2	5,9	4,3	2,63	2,97	3,13	1,41	1,34	2,82	3,28
В тому числі перекачані ПНС	0,95	1,05	1,37	1,51	0,94	0,68	0,53	0,59	0,3	0,57	0,84	1,3
Стік через проран	3,6	3,64	5,28	8,45	6,62	4,43	3,53	2,3	1,34	1,46	2,3	3,1
Об'єми води, що залишились на площі у ВБ		0,46	0,92					0,83	0,07		0,52	0,18

водного балансу [3, 4] та порівнянням модулів поверхневого стоку. Перевищення об'ємів притоку у верхній б'єф старої дамби над відтоком через проран спостерігалось протягом 6 місяців (табл. 4). Середні заміряні модулі стоку для басейну магістрального каналу МК-7, що впадає в Красненський старик, на травень 1998 р. складали 60 л/с/км² (площа водозбору 22 км²), в той час як модуль стоку для всього водозбору, прив'язаного до прорану, дорівнював 22,8 л/с/км².

Слід зазначити, що щільність забруднення поверхні у верхньому б'єфі старої дамби - між селами Усів, Красне, Зимовище - не менша, ніж на огороженій двома дамбами території. Постійне наростання рівнів води у верхньому б'єфі спричинює більш суттєве збільшення концентрації ⁹⁰Sr у поверхневих водах, ніж перевищення регламентних рівнів води в аванкамері на 80 см за час повені 1999 р. (рис. 1-2). Порівняно з 1998 р. максимальні річні рівні в аванкамері ПНС в 1999 р. збільшились на 66 см. Але максимальні зафіксовані активності ⁹⁰Sr при цьому (48,5 Бк/л навесні 1999 р.) не підвищилися (в травні 1998 р. спостерігалися активності близько 70 Бк/л [4]). Середні об'ємні активності ⁹⁰Sr також

117

майже не змінилися: 34,5 Бк/л (1998 р.) і 35,6 Бк/л (1999 р.). Водночас за рахунок меншого підвищення рівнів у верхньому б'єфі - на 54 см - відбулось помітне підвищення максимальних (з 51 до 63 Бк/л) та середніх об'ємних активностей ⁹⁰Sr - з 31 Бк/л у 1998 р. до 37,6 Бк/л в 1999 р.

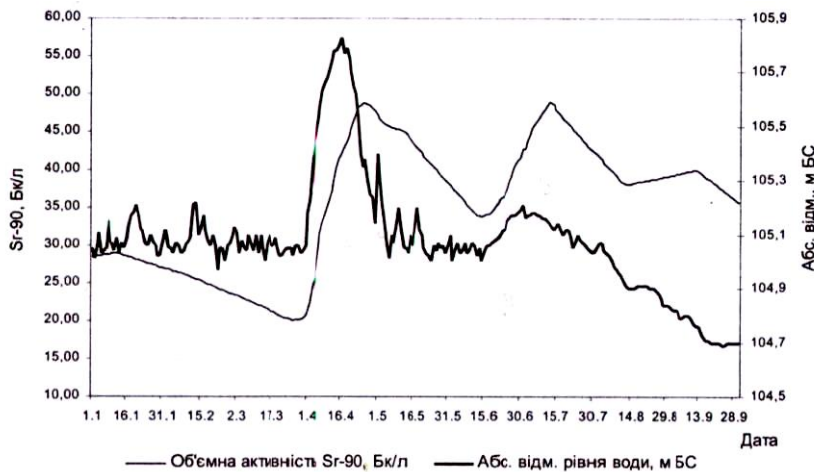


Рис.1. Зміни рівня та об'ємної активності Sr-90 у воді аванкамери ГНС в 1999 р. (за даними ЦРЕМЗВ "РАДЕК" та ДСПКВП ЧВЕ)

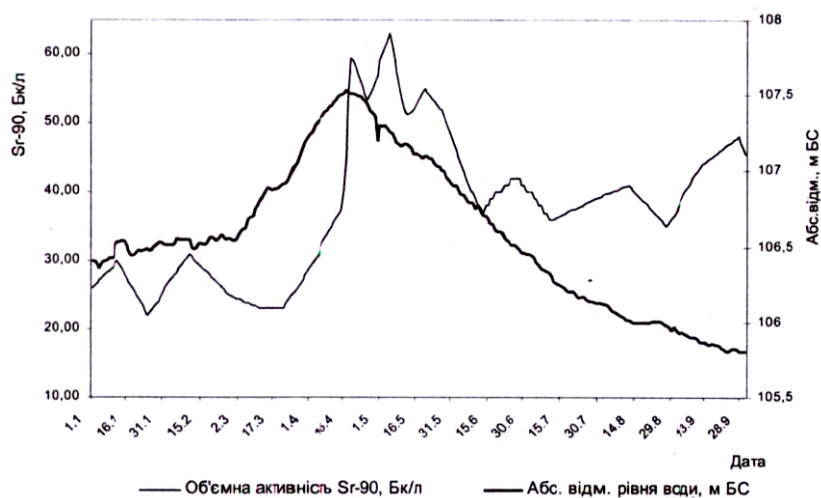


Рис. 2. Зміни рівня і об'ємної активності Sr-90 у воді з верхнього б'єфу старої дамби, 1999 р. (за даними ЦРЕМЗВ "РАДЕК" та ДСПКВП ЧВЕ)

За даними дешифрування космічних знімків в інфрачервоному діапазоні досить чітко простежується поширення водної поверхні на міждамбовій площі для різних сезонів. З'ясовано, що після аномально високої кількості атмосферних опадів в березні 1994 р. на 18 квітня площа поверхні води становила близько 49% загальної площі між дамбами [5]. На 23 серпня 1995 р. площа поверхні води складала лише 2,41 км² (16%), але при цьому 1,02 км² з них не входили в контур затоплення 1994 р. У липні 1998 р. було затоплено 3,16 км², або 20,84%, площі. Водою в різний час було затоплено 9,26 км², або 61,23%, міждамбової площі (рис. 3, табл. 3), що можна порівняти із можливими паводковими затопленнями

118

впродовж 1994-1998 рр. за відсутності дамби. Очевидно, що площа водної поверхні досить мінлива, залежить від багатьох факторів - інтенсивності атмосферних опадів, температури, рівня води в р. Прип'ять, регламенту роботи ПНС тощо. У зв'язку з цим сумарна площа затоплення за період з 1994 р. до нашого часу в дійсності більша, і для її оцінки слід було б проаналізувати знімки, які фіксують всі екстремальні гідрологічні ситуації.

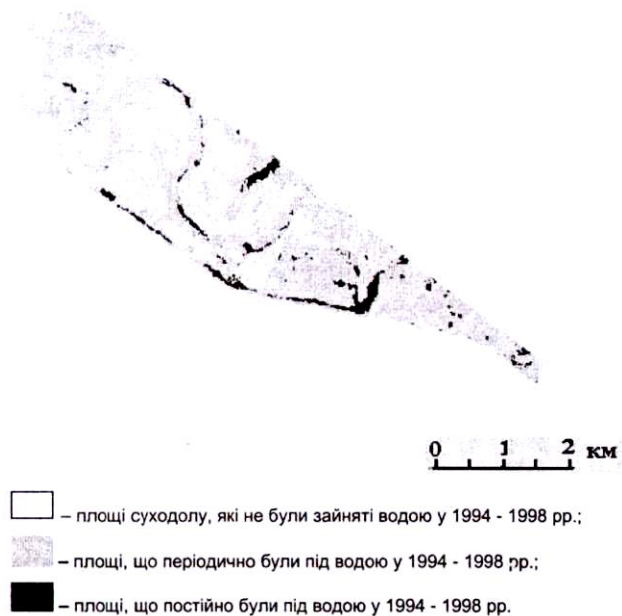


Рис. 3. Характеристика сумарного затоплення міждамбової площі за час після будівництва нової лівобережної дамби (за матеріалами багатозональної космічної зйомки з супутників "SPOT", 18.04.1994 р., 23.08.1995 р., 14.07.1998 р.)

Затримка води на площі поблизу старої дамби призвела не лише до підтоплення та заболочення території, але й до зростання площі водної поверхні та підвищеного виносу радіонуклідів з водозбірної площі, що знаходиться вище старої дамби. Тобто за період після введення дамби в експлуатацію набули суттєвого значення вторинні, або побічні, ефекти її існування. З іншого боку, завдяки дамбі не вся змита активність потрапила в річку, а можливо, її обсяги були б ще меншими, якби оперативно проводилося коригування регламенту роботи ПНС.

Аналіз ефективності роботи польдерної насосної станції в 1998-1999 рр. та обґрунтування альтернативного регламенту. Частка виносу ^{90}Sr через проран в дамбі № 7 в маловодному 1997 р. склала 14,5% від об'ємів, що формуються в межах зони (або 20% без урахування виносу річок Уж та Брагінка), при тому що через нього проходить лише 0,11% водного стоку, що формується в межах території зони. В 1998 р. через проран надійшло 46 млн. м³ води і 1515,7 ГБк ^{90}Sr , або 23,4% від активності радіонукліду, яка винесена річкою в Київське водосховище [3]. А з водами, які перекачані ПНС, в річку потрапило близько 360 ГБк ^{90}Sr (23,8% від виносу через проран).

Робота ПНС в 1998 р. відрізнялась незначними перервами та великими об'ємами перекачаної води. Було перекинуто в верхній б'єф 10,676 млн. м³ води з концентраціями ^{90}Sr 26...70 кБк/м³.

119

В 1999 р. через проран скинуто в Прип'ять 1395 ГБк ^{90}Sr , а з водами, що перекачані ПНС (9,22 млн. м³), надійшло близько 300 ГБк ^{90}Sr , що склало 21,4% від його загального виносу через проран.

При перекачці води у верхній б'єф (ВБ) збільшувався градієнт напору і рівень в аванкамері (НБ) досить швидко відновлювався за рахунок фільтрації через стару дамбу. Так, при перепаді рівнів між нижнім і верхнім б'єфами в 1,5 м, після зупинки насосів рівень в НБ підіймався зі швидкістю 3-5 см за добу у випадках, коли рівень у р. Прип'ять нижчий, ніж в НБ, - на 1-4 см за добу. У верхньому б'єфі при цьому рівень знижувався зі швидкістю 1-2 см/добу і лише в періоди високих температур (> 32° С) - на 4 см (29.07.98).

Значну частину року вода на міждамбову площу надходить лише за рахунок штучно створеного підпору у ВБ старої дамби - від 43% часу зарік (1998 р.) до 55% (1999 р.) (табл. 5, 6). В інший час приток відбувається з двох боків - із Прип'яті та з ВБ. В 1998 р. рівень води в Прип'яті несуттєво перевищував рівень в НБ (<0,5м) протягом значного часу - 140 діб (табл. 5). Якщо допустити вирівнювання води на цей час, тобто підвищення рівня в

аванкамері на 0,5 м (такий варіант обґрунтовано вище), можна було б припинити фільтраційний приток прип'ятської води в міждамбову область. Але залишається приток через стару дамбу з боку ВБ. Досягти економії майже 100 МВт електроенергії, що витрачена ПНС за ці 140 діб, та уникнути викиду близько 150 ГБк ^{90}Sr можна було б шляхом зменшення підпору з боку ВБ. Для цього, перш за все, слід понизити поріг прорану в дамбі № 7 на 0,6-0,7 м, а також перевести частину стоку МК-5 в басейн МК-1, відновивши водовипуск під залізничним насипом, та відновити відтік води через канал МК-2 Усівської системи під стару дамбу [3]. Надалі слід було б підтримувати рівні в НБ, близькі до рівнів у Прип'яті, але не вищі за 105,6 м. В межах 105,6-105,9 м повинні бути й максимальні рівні у ВБ старої дамби. Цей комплекс заходів, що складає перший альтернативний варіант водорегулювання, дає змогу значно зменшити затоплену у ВБ площу та обсяги забрудненої води, що перекачуються ПНС.

В 1999 р., порівняно з 1998, скоротилась кількість випадків, коли рівень води в Прип'яті був вищим, ніж в аванкамері ПНС на 0,5 і менше метрів. Така ситуація тривала протягом 17 діб (табл. 7). За цей час ПНС було скинуто лише близько 520 тис. м³ води. За рахунок високої весняної повені рівні в річці значно перевищували рівні в НБ (>0,5 м) протягом 147 діб. На цей час за умов виконання тільки зазначених заходів альтернативи роботі ПНС не було. Водночас 1999 р. відрізнявся низькою літньо-осінньою межею. Для того щоб уникнути зайвого перекачування води при даному сценарії водності, не слід було скидати воду, коли рівні в річці були нижчими, ніж в аванкамері, тобто протягом 201 доби. Дійсно, за цей час було скинуто лише близько 4% від виносу ^{90}Sr за рік, що можна вважати несуттєвим. Тобто, на відміну від 1998 р., роботу ПНС в 1999 р. можна вважати доцільнішою та ефективнішою.

Помітно (табл. 6), що у випадку, коли рівень води в Прип'яті вищий, ніж в аванкамері, з польдера відкачується менш забруднена вода, що обумовлюється розбавленням чистими річковими водами, які фільтруються через нову дамбу. Дана ситуація потребує дуже великих витрат роботи ПНС, оскільки при рівних градієнтах фільтраційний приток з боку річки буде вищий, ніж з ВБ за рахунок високих коефіцієнтів фільтрації порід нової дамби.

120

Таблиця 5. Термін періодів різного співвідношення рівнів в р. Прип'ять (створ дамби № 3), аванкамері ПНС (НБ старої дамби) та у верхньому б'єфі (ВБ) старої дамби, а також об'єми (тис. м³) та об'ємні активності ^{90}Sr (ГБк) з водою, скинутою ПНС в 1998 р.

Інтервал перевищення рівня, м	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Всього діб
Перевищення рівня води в Прип'яті над аванкамерою ПНС													
<0,5	11	18	30	16	9	0	3	26	8	4	19	0	140
0,5-1,0	7	10	1	0	0	0	0	5	0	0	3	27	53
>1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	12
Всього діб	18	28	31	16	9	0	3	31	8	4	30	31	209
Рівень в р. Прип'ять нижчий або дорівнює рівню в аванкамері ПНС													
0-0,85	13	0	0	13	22	30	28	0	22	27	0	0	156
Рівень води у ВБ старої дамби вищий за рівень в р. Прип'ять													
<0,5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5	16	23
0,5-1,0	5	10	0	0	0	0	0	18	4	0	2	15	54
1,0-1,5	16	17	30	0	0	0	6	13	26	26	19	0	153
> 1,5	10	0	0	30	31	30	25	0	0	5	0	0	131
Всього діб	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	26	31	361

Таблиця 6. Об'єми активності ^{90}Sr , що надійшли у верхній б'єф за рахунок роботи польдерної станції за різних варіантів водного живлення

Водна ситуація	Рік	Об'єм викачаної води, тис. м ³ // % від суми за рік	Об'єм активності ⁹⁰ Sr, ГБк, який потрапив у ВБ // % від суми за рік	Термін часу, доба // % від суми зарік	Середня об'ємна активність ⁹⁰ Sr, Бк/л
Рівень води в Прип'яті вищий, ніж в НБ ПНС	1998	7085 // 66,4	228 // 64,3	209 // 57,3	32,2
	1999	8887,5 // 96,4	286,4 // 96	164 // 44,9	32,2
Рівень в Прип'яті нижчий або дорівнює рівню в НБ ПНС	1998	3590,5 // 33,6	126,9 // 35,7	156 // 42,7	35,3
	1999	335 // 3,6	12 // 4	201 // 65,1	35,8

Таблиця 7. Термін періодів різного співвідношення рівнів в р. Прип'ять (створ дамби № 3) і в аванкамері ПНС (нижній б'єф старої дамби) в 1999 р.

Інтервал перевищення рівня, м	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Всього діб
Перевищення рівня води в Прип'яті над аванкамерою ПНС													
<0,5	0	0	0	0	4	9	0	0	0	0	0	4	17
0,5-1,0	31	28	17	0	19	0	0	0	0	0	0	0	95
> 1	0	0	14	30	8	0	0	0	0	0	0	0	52
Всього діб	31	28	31	30	31	9	0	0	0	0	0	4	164
Рівень в Прип'яті нижчий або дорівнює рівню в аванкамері ПНС													
0-1	0	0	0	0	0	21	31	31	30	31	30	27	201

Для попередження притоку прип'ятської води та вирівнювання рівнів в річці і водоймах міждамбової площі, якщо вони нижчі на останній за 105,6 м, можна було б скидати воду в НБ старої дамби, тобто або повністю переорієнтувати роботу ПНС, або зробити регульований водовипуск в старій дамбі № 7 (рис. 4).

121

Таким чином, буде переведено частину сильно забрудненого поверхневого стоку в більш чистий ґрунтовий стік шляхом фільтрації розвантажується в р. Прип'ять. При підйомі рівня в аванкамері навіть до 105,8 м об'ємна активність ⁹⁰Sr не буде суттєво відрізнятися від її значень у ВБ (див. рис. 1-2). Якщо ж дотримуватись гідравлічної схеми на рис. 4, можна досягти послідовної очистки більш забруднених вод верхнього б'єфу при їх проходженні через обидві дамби після спаду рівня в річці нижче 105,6 м. У цей час потік ґрунтових вод в бік річки буде мати значно нижчі концентрації ⁹⁰Sr (рис. 5).

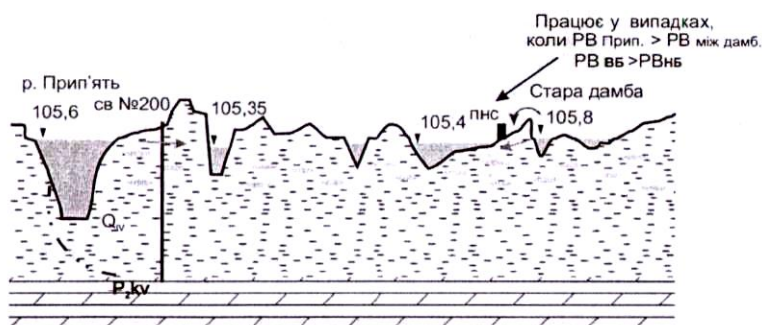


Рис. 4. Можлива схема водорозподілу та роботи ПНС



По свердловині № 200 визначається концентрація радіонуклідів у водах фільтраційного потоку, напрямок якого періодично змінюється залежно від градієнту рівнів в Прип'яті та в міждамбовому каналі (табл. 8). Навіть в періоди підвищеної водності (1998 р., весна 1999 р.), суттєвого забруднення підземних вод не відбувається (табл. 9). На сьогодні у зв'язку з цим, не існує передумов для радіоактивного забруднення еоценових вод Янівського водозабору. Очевидно, навіть поширені на заплаві різнозернисті кварцеві піски з рідкими прошарками супіску мають достатню сорбційну ємність. До того ж, остання частково оновлюється завдяки градієнтам концентрацій, що створюються при проходженні більш чистої прип'ятської води у бік міждамбових каналів. Можливо, функцію геохімічних бар'єрів виконують лінзи болотяних відкладів та малопотужні (до 1 м) прошарки похованих ґрунтів супіщаного складу, виявлені при бурінні.

122

Таблиця 8. Фрагмент розрахунків водного балансу за гідродинамічним методом аналізу режимних спостережень для вибраного періоду різноспрямованих рухів фільтраційного потоку

Дата	Відмітки рівня води в пунктах спостережень			$\Delta H'$ свердловини	$\Delta H''$ свердлов. - річка	Q_1 (канал.-св.) в водон. горизонті навпаки, м ³ /добу	Q_2 (гр. води - Прип'ять) м ³ /добу
	Канал між дамбами (протока Муравка)	Свердловина № 200	р. Прип'ять				
8.07.98	105,37	105,25	105,13	0,12	0,12	0,13	0,33
23.07.98	105,28	105,32	105,34	-0,04	-0,02	-0,04	-0,05

Таблиця 9. Забруднення ґрунтових вод лівобережної заплави (свердловини 200-206-1) цезієм-137 і стронцієм-90 (середні значення, Бк/дм³) за даними ЦРЕМЗВ "РАДЕК"

Рік опробування	Цезій-137, ДР97=4 Бк/дм ³	Стронцій-90, ДР97=2 Бк/дм ³
1994	0,11	34,6
1995	0,08	14,1
1996	0,08	1,1
1997	0,1	1,3
1998	0,09	1,15
1999	0,08	1,02

Таблиця 10. Термін періодів з різним діапазоном перевищення рівня води в верхньому б'єфі старої дамби над рівнями в аванкамері ПНС та в р. Прип'ять за 1999 р., діб

Інтервал перевищення рівня в ВБ, м	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Всього // % від суми за рік
над рівнем в аванкамері ПНС													
1,0-1,5	29	21	2	0	0	10	31	31	30	31	30	31	245 // 67

>1,5	2	6	29	30	31	20	0	0	0	0	0	0	120 // 33
над рівнем в р. Прип'ять													
0-0,5	8	0	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	17 // 4,7
0,5-1,0	23	28	14	6	5	0	0	0	0	0	0	7	83 // 22,7
1,0-1,5	0	0	5	0	26	1	0	0	0	0	0	15	47 // 12,9
> 1,5 в т.ч. >2	0	0	0	0	0	29	31	31	30	31	30	9	190 // 52,1
Всього	31	28	22	12	31	30	31	31	30	31	30	31	338 // 92,6

Оскільки русло р. Прип'ять не досягає базису ерозії [5], при обґрунтуванні проектування дамби та регламенту роботи ПНС спиралось на можливість існування або створення радіаційно забруднених підруслових потоків, які створюються при значних (1-2 м) перевищеннях рівнів води в водоймах лівобережної заплави над рівнями в річці. Але спостереження останніх років ДНВП "РАДЕК" за станом нижньої частини четвертинного водоносного горизонту свідчать про постійне зменшення об'ємних активностей радіонуклідів з глибиною і малу вірогідність існування в наш час забруднених підруслових потоків.

Запропоноване зниження порогу прорану не змінить переважаючого напрямку підземного потоку. Це підтверджується тривалістю періодів різновеликих перевищень рівнів води у верхньому б'єфі дамби № 7 над рівнями в р. Прип'ять (табл. 5, 10). Як бачимо, перепад, менший за 0,5 м, в 1998 р. був лише при низьких температурах, переважно взимку. Аномальні ситуації з можливістю виходу прип'ятської води на польдер

123

трапляються досить рідко. В 1998 р. це було під час льодових зажорів в листопаді - з 21 по 24 (рівень води в Прип'яті вищий на 14-33 см), в 1999 р. - протягом 27 діб за час весняної повені. В ці періоди переливання води на польдер можна попередити шляхові перекриття заслонки шлюзу в прорані. Але при цьому у верхньому б'єфі відбувається накопичення і розтікання по забрудненій поверхні вод, що надходять з водозбору. Оскільки таке явище приводить до небезпечних наслідків (див. рис. 1, 2), можна вдається до другого альтернативного варіанту водоохоронних заходів, що полягає у використанні огороженої міждамбової області як "пастки" для радіоактивних речовин. При цьому ПНС або зовсім не використовується, або працює для скидання забруднених вод в міждамбову область.

Акумуляуючий ефект міждамбової площі буде найвищим, якщо в огорожену область надходитиме тільки забруднена вода з верхнього б'єфу. Тобто, загалом, перекачування води з аванкамери, коли рівень в ній менший, ніж в Прип'яті, можна розглядати недоцільним, оскільки стимулюється фільтраційний приток чистої води, яка, збагачуючись ^{90}Sr , знову потрапляє в річку через проран.

Можливість такого варіанту обґрунтовується розрахунками виносу ^{90}Sr фільтраційним потоком в р. Прип'ять для критичного випадку, коли перевищення рівня води у внутрішніх водоймах міждамбової площі над рівнем в р. Прип'ять сягає 80-85 см (середні перевищення протягом 1998 р. - 20-40 см). У цей час з фільтраційним потоком в бік річки виноситься до 0,55 м³/добу з одного погонного метру ширини потоку, а з ним - не більше 1,2 кБк за добу ^{90}Sr . Якщо перерахувати фільтраційний винос на довжину внутрішнього придамбового каналу та придамбових озер - близько 6,5 км - отримаємо 7,8 МБк за добу з усієї площі. Ця цифра набагато менша за об'єми активності, що надходять з відкачуваною водою у верхній б'єф, а звідти через проран - в Прип'ять. Наприклад, на час наведених вище вимірів за одну добу (візьмемо 21 червня 1998 р.) трьома насосами в ВБ польдера було відкачано 77,5 тис. м³ води, а з нею - 2519 МБк ^{90}Sr . Перевищення рівня води в аванкамері над рівнем води в Прип'яті в створі дамби № 3 складало 0,8 м.

Якщо при зворотній перекачці води - з ВБ в НБ - рівні води в міждамбовій площі (близько 106 м) будуть вищими за рівні в Прип'яті навіть на 1,2 м, що викличе підвищення концентрацій ^{90}Sr у поверхневих водах до 60-65 кБк/м³, а в ґрунтових - до 2,5-3 кБк/м³, винос ^{90}Sr з фільтраційним потоком в річку буде значно меншим, ніж зі стоком поверхневих вод в даній ситуації. З фільтраційним стоком з міждамбової площі в Прип'ять за рік буде надходити максимум 4,5 ГБк (за консервативними розрахунками для найгірших по водності сценаріїв та приблизно рівних витратах фільтраційного потоку по всій довжині нової дамби - 11,2 км) проти сучасних 300-360 ГБк, що виносяться за рахунок роботи ПНС.

При градієнтах концентрації ^{90}Sr , спрямованих в бік НБ, виконання схеми за другим варіантом забезпечує ефект подвійного сорбційного бар'єру за рахунок послідовної фільтрації забруднених вод через стару та нову дамби. Часткове оновлення сорбційних властивостей порід дамби буде відбуватися у короткочасні періоди різких підйомів води в річці і її фільтрації в міждамбові водойми. Виконання додаткових водорегулюючих заходів, запропонованих у першому варіанті, та розчистка частини придамбового каналу у ВБ дозволять створити достатню водомістку ємність на випадок високої повені.

124

Висновки. Весняна повінь 1999 р. підтвердила високу захисну ефективність лівобережної дамби.

Існуючий регламент роботи ПНС створює подвійний негативний екологічний ефект: більша частина забрудненої води все одно через проран стікає в річку і, крім того, підтоплює не менш забруднену площу у верхньому б'єфі, що веде до ще більшого змиву активності.

Перевищення регламентних рівнів води в міждамбовій області на 80 см під час повені 1999 р. не викликало суттєвого збільшення об'ємних активностей ^{90}Sr . Інтенсивніше вони підвищувались у водах верхнього б'єфу: 63 Бк/л проти 48,5 Бк/л в аванкамері ПНС. Це підтверджує доцільність збільшення регламентних рівнів в аванкамері до 105,1-105,6 м БС та необхідність зниження порогу прорану на 0,6-0,7 м, що зменшить площі затоплення і градієнти напору між верхнім та нижнім б'єфами.

Таким чином, заходи з експлуатації всього водоохоронного комплексу (дві дамби, ПНС, проран) в 1998-1999 рр. могли б бути значно ефективнішими та менш енерговитратними в разі зниження порогу прорану, часткової розчистки придамбового каналу, внесення оперативних змін в роботу ПНС та проведення додаткових заходів щодо водорегулювання на водозборі.

Балансові розрахунки дозволяють стверджувати, що замкнену міждамбову площу можна використовувати як "пастку" для радіоактивних речовин. Розвантаження з неї за рахунок фільтрації менш небезпечне, ніж механічне скидання забруднених поверхневих вод до Прип'яті. В періоди, кати рівень в річці вищий за рівні в міждамбовій області, а у верхньому б'єфі об'ємні активності найбільші, для попередження надходження високоактивних поверхневих вод у Прип'ять доцільніше відкачувати воду з верхнього б'єфу в міждамбову область до вирівнювання води в річці та між дамбами.

Автори висловлюють подяку колективам ЦРЕМЗВ "РАДЕК" та ДСПКВП "ЧВЕ" за якісне виконання моніторингових спостережень, допомогу та надану можливість роботи з фактичними даними.

1. *Деревец В.В., Дорошенко Л.А., Сухоручкин А.К., Ткаченко Ю.В.* Оценка эффективности водоохранных сооружений на левобережной пойме р. Припять // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - 1996. - № 3. - С. 200-203.

2. Радіаційний стан на території Зони відчуження у 1998 р. // Звіт ЦРЕМЗВ ДНВП "РАДЕК". - Прип'ять, 1999. - 249 с.

3. *Шевченко О.Л., Шестопалов В.М., Сахацький О.І., Наседін І.Ю. та ін.* Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виводу ^{90}Sr через проран в дамбі № 7 // Бюл. екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999. - № 14. - С. 51-57.

4. *Шевченко О.Л., Наседкін І.Ю., Левченко А.І., Козицький О.М. та ін.* Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем лівобережної заплави р. Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС: Звіт про НДР. - Т. 2: Рекомендації. - К.: НІЦ РПД НАНУ, 1998. - 48 с.

5. *Шевченко О.Л., Сахацький О.І., Хадоровський А.Я., Азімов О.Т.* Обґрунтування водоохоронних заходів на лівобережжі р. Прип'ять у зоні відчуження на основі використання матеріалів багатозональної

космічної зйомки // Нові методи в аерокосмічному землезнавстві: Метод. посіб. по тематичній інтерпретації матеріалів аерокосмічних зйомок / Відпов. ред. В.І. Лялько. - К.: ЦАКДЗ ІГН НАНУ, 1999. - С. 125-129.

6. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Под общ. ред. О.В. Войцеховича. - Т. 1. - К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. - 307 с.

Науково-інженерний центр радіогідроекологічних полігонних досліджень НАНУ, Київ
Інститут гідротехніки і меліорації УААН, Київ
Центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАНУ, Київ

125

УДК 544.023.5

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

Анализ дисперсности аэрозолей внутри объекта "Укрытие"

В работе рассматриваются результаты отбора проб аэрозолей в объекте "Укрытие" (ОУ). Результаты измерений обнаруживают систематический высокий вклад субмикронной фракции аэрозолей. В связи с этим сравниваются различные методы обработки наборов данных импакторных измерений, которые позволяют более надежно определять наличие субмикронной фракции как отдельной компоненты распределения. Среди рассмотренных методов - метод вероятностно-логарифмической шкалы, метод функции правдоподобия, нелинейная аппроксимация суммой нескольких логнормальных распределений и восстановление наиболее вероятного исходного распределения с учетом функции удержания каскада. Практически во всех рассматриваемых данных по распределению аэрозолей внутри ОУ наблюдалась отдельно выраженная субмикронная компонента. Вклад этой субмикронной компоненты в суммарную активность аэрозолей ОУ оценивается в 35%.

Введение

При работах внутри объекта "Укрытие" (ОУ) ингаляционное поступление и дозы от этого поступления являются одним из самых существенных потенциальных источников облучения персонала. При этом важной особенностью формирования доз внутреннего облучения является то, что они образуются преимущественно за счет трансурановых элементов (ТУЭ). Расчеты, проведенные в [1] на 1999 г., показывают, что при активности ^{241}Pu около 11% и альфа-излучающих ТУЭ около 1% их вклад в суммарную дозу внутреннего облучения от однократного ингаляционного поступления всей смеси будет колебаться от 79 до 83% в зависимости от растворимости ^{137}Cs . Остальная доза (от 21 до 17%) приходится на ^{137}Cs и ^{90}Sr , суммарная активность которых составляет в среднем 88%.

Важным фактором, определяющим величину дозового коэффициента, является распределение активности аэрозолей по аэродинамическому диаметру (АД) d_{ae} . На рис. 1 представлена зависимость дозового коэффициента как функции от аэродинамического медианного по активности диаметра (АМАД) при однократном ингаляционном поступлении аэрозолей, содержащих ^{239}Pu . Расчет произведен согласно рекомендациям из Публикации 66 Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) [2] для следующих стандартных условий: тип системного поступления - Slow, уровень физической нагрузки - light, тип дыхания - нормальное, плотность вещества аэрозолей - 10 г см³. Значение дозового коэффициента в диапазоне от его максимального значения (АД в области 0,06 мкм) до 10 мкм (верхняя условная граница игалибельной области) изменяется более чем на два порядка величины.

В практике определения распределения активности аэрозолей по АД чаще всего используются многокаскадные импакторы. Для пятикаскадного импактора SA-235 (manufacturer HI-Q Environment, San-Diego, USA), используемого в данной работе, при объемной скорости прокачки 40 CFM (куб. фут в мин.) уровни отсечки по аэродинамическому диаметру составляют, начиная от 1-го каскада, соответственно, {7.2, 3.0, 1.5, 0.95, 0.49} мкм. Роль 6-го каскада выполняет заглушечный фильтр типа FP-5211,

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

126

сделанный из 100-процентного боросиликатного стекловолокна. Согласно паспортным данным, имеет коэффициент удержания 99,994% (по DOP диоктилфталат).

Эти уровни отсечки наложены на рис. 1 в виде вертикальных линий, показывая таким образом диапазон аэрозолей, определяемый заданным каскадом (номер диапазона показан цифрой в верхней части рисунка).

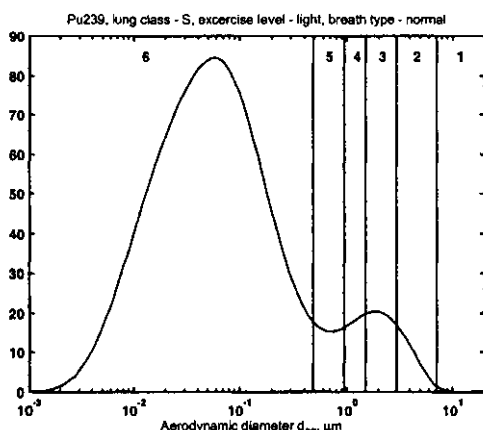


Рис. 1. Зависимость дозового коэффициента e_{inh} как функции от d_{ae} при однократном ингаляционном поступлении аэрозолей, содержащих ^{239}Pu

После отбора пробы активности внутри каждого диапазона представляется лишь одним числом, таким образом возникает некоторая неопределенность распределения внутри диапазона. Эта неопределенность находит свое прямое отображение в величине дозы E_{inh} , которая является интегралом произведения распределения активности аэрозолей $p(d_{ae})$ и дозового коэффициента $e_{inh}(d_{ae})$:

$$E_{inh} = \int_0^{\infty} p(d_{ae}) e_{inh}(d_{ae}) d(d_{ae}). \quad (1)$$

Наибольшее значение e_{inh} и в то же время наибольшая неопределенность этой величины заложены в 6-ом диапазоне ($<0,49$ мкм). Согласно проведенным измерениям внутри ОУ [1], величина активности 6-го субмикронного каскада достигает 50%; данная работа посвящена более детальной интерпретации данных импакторных измерений.

Анализ результатов импакторных измерений в ОУ

С целью изучения параметров распределения аэрозолей в объекте "Укрытие" были проанализированы данные по семи импакторным пробоотборам, выполненным в 1998-99 гг. При этом для анализа использовались отдельные распределения по каскадам импактора активности таких радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в целом проанализировано 15 распределений активности аэрозолей ОУ (7 из них - по ^{137}Cs , 2 - ^{90}Sr и оставшиеся 6 - ТУЭ). Анализируемые пробы были отобраны в следующих помещениях ОУ: 515/3, 284/5, 265, 261/5, 207/4, 347. Результаты пробоотборов, проведенных с помощью импактора в объекте "Укрытие" в 1998-99 гг., представлены в табл. 1.

В практике обработки результатов импакторных пробоотборов принят метод построения распределения активности, измеренной по каскадам, в так называемой вероятностно-логарифмической шкале (ВЛШ) [3]. Этот

127

Таблица 1. Исходные данные отбора проб аэрозолей, проведенных с помощью импактора в объекте "Укрытие" в 1998-99 гг.

№ 1	Код измерения	Номер каскада импактора					
		6	5	4	3	2	1
		Уровни отсечки импактора (μm) при объеме прокачки $68 \text{ м}^3 \cdot \text{ч}^{-1}$					
		$<0,49$	$<0,95$	$<1,5$	$<3,0$	$<7,2$	$>7,2$
1	OU080998 ^{137}Cs	12,6	2,5	3,0	3,6	3,2	5,7
2	OU080998 ^{90}Sr	2,4	0,89	0,88	1,43	0,82	3,4
3	OU080998 ^{238}Pu	0,013	0,006	0,005	0,013	0,005	0,013

4	OU080998 ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	0,028	0,009	0,018	0,018	0,014	0,032
5	OU090998 ¹³⁷ Cs	36,0	8,6	11,0	12,4	15,4	16,8
6	OU090998 ⁹⁰ Sr	7,45	1,41	1,57	2,03	2,72	3
7	OU090998 ²³⁸ Pu	0,056	0,006	0,009	0,010	0,012	0,012
8	OU090998 ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	0,121	0,009	0,014	0,017	0,020	0,026
9	OU011299-406-1 ¹³⁷ Cs	165	66	74	55,	97	105
10	OU011299-406-1 ²⁴¹ Am	1,01	0,35	0,44	0,36	0,54	0,83
11	OU011299-406-2 ¹³⁷ Cs	1163	392	480	542	685	730
12	OU011299-406-2 ²⁴¹ Am	3,1	3,1	3,6	4,3	5,3	9
		Уровни отсечки импактора (μm) при объёме прокачки 34 м ³ ·ч ⁻¹					
		< 0,69	<1,3	<2,1	<4,2	<10,2	>10,2
13	OU250699 ¹³⁷ Cs	1,59	0,38	0,43	0,64	0,54	0,65
14	OU240699 ¹³⁷ Cs	10,6	2,5	2,82	2,19	2,36	1,81
15	OU230699 ¹³⁷ Cs	3,88	3,88	3,54	2	1,21	0,48

метод является стандартным и наглядным примером того, насколько хорошо полученное экспериментальное распределение соответствует теоретическому логнормальному распределению. В результате аппроксимации построенных данных прямой можно получить медиану и стандартное геометрическое отклонение (СГО) экспериментального набора данных.

Экспериментальные данные по активности, удержаний на каждом каскаде A_i , представляются в относительном виде C_i как доля от суммарной активности:

$$C_i = A_i / \sum_{i=1}^6 A_i. \quad (2)$$

Для дальнейшего представления распределения активности аэрозолей по результатам импакторного пробоотбора строится кумулятивное распределение доли активности C_i :

$$P_j = \sum_{i=6}^{6-j+1} C_i, \quad j = 1, 6. \quad (3)$$

Далее находится значение обратной функции кумулятивного нормального распределения с параметрами $\mu=0$, $\sigma=1$:

$$x_i = F^{-1}(P_i | \mu, \sigma) = \{x : F(x_i | \mu, \sigma) = P_i\}, \quad (4)$$

где

$$P = F(x | \mu, \sigma) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{(t-\mu)^2}{2\sigma^2}} dt. \quad (5)$$

128

Полученные значения x аппроксимируются прямой с помощью метода наименьших квадратов в полулогарифмической шкале по d_{ae} :

$$x = a_0 + a_1 \cdot \log(d_{ae}) \quad (6)$$

Если исходное распределение активности аэрозолей по d_{ae} подчиняется логнормальному закону, то x_i строго ложатся на прямую. Из параметров аппроксимирующей прямой можно получить параметры логнормального распределения следующим образом:

$$\begin{cases} AMAD = \exp\left(-\frac{a_1}{a_0}\right) \\ \sigma_g = \exp\left(\frac{1}{a_0}\right) \end{cases}. \quad (7)$$

Пример использования данного метода для получения параметров распределения приведен на рис. 2. На графике отображено 5 точек, несмотря на то, что импактор имеет 6 каскадов. Это вызвано тем свойством метода, по которому последней точке x_6 соответствует

значение $P_6=100\%$ и поэтому (согласно (4)) $x_6=\infty$. В связи с этим последняя точка не может быть отображена на графике.

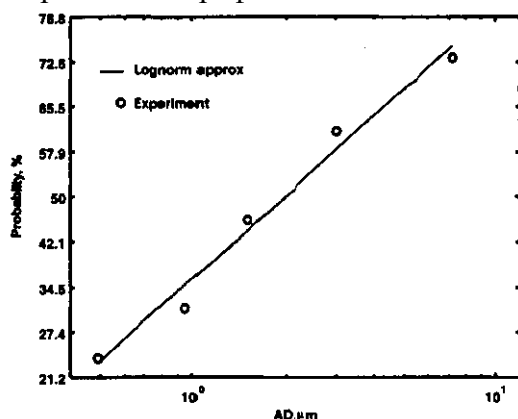


Рис. 2 Построение распределения активности в вероятностно-логарифмической шкале. Пробоотбор - OU080998 $^{239+240}\text{Pu}$. Полученные параметры логнормального распределения: АМАД=2,0; $\sigma_g=6,76$

В приведенном примере получены следующие параметры логнормального распределения: АМАД=2,0 и СГО $\sigma_g=6,76$. Следует отметить, что определённое этим методом СГО σ_g существенно превышает стандартное значение, которое согласно публикации 66 МКРЗ [2] соответствует данному АМАД, а именно - $\sigma_g(\text{АМАД}=2,0)=2,49$.

Другим методом подгонки, как показано в [4], является применение метода последовательных (в данном случае - 3-х) фильтров в совокупности с компьютерной обработкой данных, что позволяет оперативно определять дисперсный состав радиоактивных аэрозолей, образующихся при эксплуатации ядерных реакторов. Проведенные в [4] исследования показали, что этот метод может определять размеры аэрозолей в широком диапазоне АМАД, в том числе в субмикронном диапазоне. Фактически, этот метод представляет собой экспериментально полученное распределение двумя параметрами логнормального распределения - АМАД и СГО σ_g .

Рассмотренным методам присуще ограничение в том смысле, что с их помощью невозможно обрабатывать многокомпонентные распределения с целью получения информации о параметрах отдельных компонент, составляющих распределение. Это хорошо видно на рис. 3, где представлены характерные значения

129

плотности вероятности исходного экспериментального распределения и аппроксимирующего логнормального распределения, усредненного по каскадам импактора.

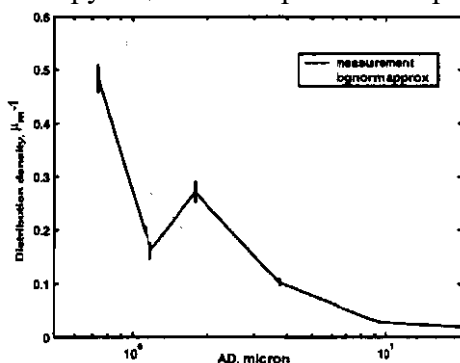


Рис. 3 Сравнение плотности вероятности распределения полученного методом ВЛШ с экспериментальными данными. Пробоотбор OU080998 $^{239+240}\text{Pu}$ АМАД=2,0; $\sigma_g=6,76$

Для дальнейшей интерпретации экспериментальные данные могут быть выражены с использованием (2) как значения распределения плотности вероятности p_{ex}^i усредненные по АД диапазону i -го каскада импактора $d_{ae}^{i-1} - d_{ae}^i$ следующим образом:

$$p_{\alpha}^i = \frac{C_i}{d_{\alpha}^{i-1} - d_{\alpha}^i} . \quad (8)$$

При этом надо отметить, что для определения диапазона 1-го каскада, соответствующего самой крупной фракции аэрозолей, вводится некоторая произвольная величина которая намного больше уровня отсечки 1-го каскада d_{ae} ,

Для сравнения экспериментальных данных с аппроксимированными значениями, рассчитывается средняя плотность вероятности стандартного логнормального распределения $p_{LN}(AMAD)$ с СГО $\sigma_g(AMAD)$ согласно [2], по всем $i=1...n$ каскадам импактора:

$$p_{LN}^i(AMAD) = \int_{d_{ae}^i}^{d_{ae}^{i-1}} p_{LN}(AMAD) d(d_{ae}) . \quad (9)$$

Как видно из сравнения, представленного на рис. 3, экспериментальный набор данных имеет вид, который можно качественно интерпретировать как наличие двух достаточно далеко стоящих друг от друга компонент распределения в микронном и субмикронном диапазонах.

Анализ правдоподобия

С целью нахождения вероятных компонент в экспериментальном распределении активности, можно построить функцию правдоподобия* как меру соответствия плотности вероятности распределения активности экспериментальных данных p_{ex} логнормальному распределению $p_{LN}(AMAD)$ с СГО $\sigma_g(AMAD)$, рассчитанному согласно [2] и усредненному по (9). Для этого в области значений AMAD в диапазоне от 0,01 до 20 мкм для каждого выбранного значения AMAD производится поиск максимального множителя s при $p_{LN}(AMAD)$ так, чтобы при этом значения $s \cdot p_{LN}(AMAD)$ не превышали p_{ex} для всех $i=1...n$ каскадов импактора:

$$S(AMAD) = \max(s)_{p_{ex} - s \cdot p_{LN}^i(AMAD) > 0, \forall i} . \quad (10)$$

*В данной работе термин "функция правдоподобия" отличается от классического определения и трактуется скорее как некоторая степень правдоподобия. Применение термина оправдано его смысловой нагрузкой и ограничено рамками данной работы.

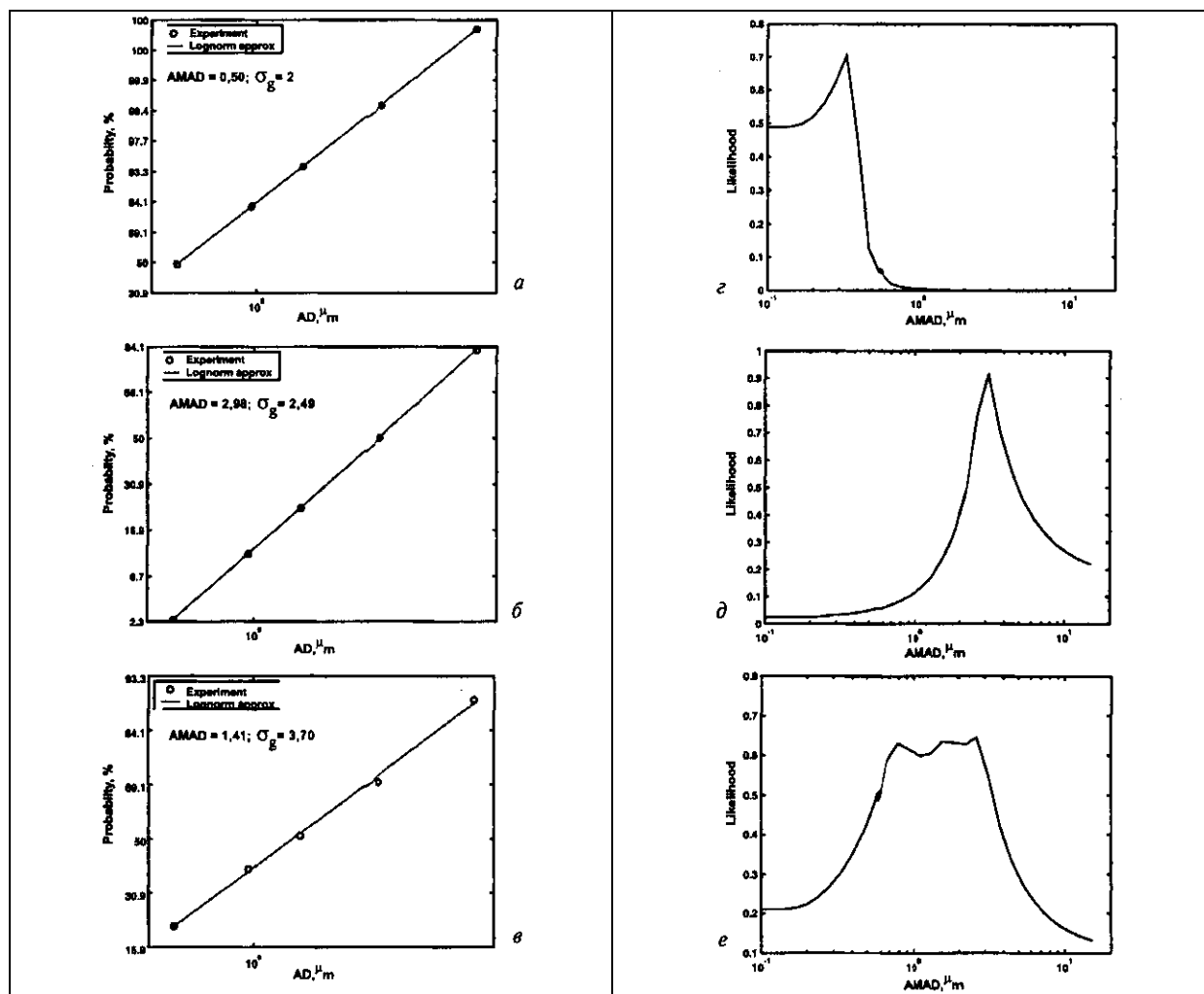


Рис 44. Демонстрация численного эксперимента по тестированию определения количества компонент в распределении методом функции правдоподобия: а, б, в - аппроксимация тестовых распределений, г, д, е - соответствующие функции правдоподобия.

Полученный ряд значений $S(\text{AMAD})$ отображает степень приближения описания набора экспериментальных данных p_{ex} с помощью стандартного логнормального распределения $p_{LN}(\text{AMAD})$. Иными словами, чем выше значение S для заданного AMAD , тем ближе форма экспериментальных данных к форме стандартного распределения.

Свойства метода функции правдоподобия были протестированы с помощью численного эксперимента, в котором исследовались три тестовых распределения. Первые два из них представлены логнормальным распределением со следующими параметрами: $\text{AMAD}_1 = 0,5$ мкм, $\sigma_{g1} = 2$ и $\text{AMAD}_2 = 3$ мкм, $\sigma_{g2} = 2,5$. Третье тестовое распределение является суммой первых двух с весовыми коэффициентами 0,4 и 0,6, соответственно. Все распределения усреднены по диапазонам каскада импактора согласно (9) и затем обработаны по схеме, описанной выше. На рис. 4, а, б, в представлены результаты обработки методом ВЛШ, а на рис. 4, г, д, е - методом функции правдоподобия.

131

Метод ВЛШ показал превосходные результаты по однокомпонентным данным: $\text{AMAD}_1 = 0,5$ мкм, $\sigma_{g1} = 2$ и $\text{AMAD}_2 = 2,98$ мкм, $\sigma_{g2} = 2,49$, соответственно, для первого и второго тестовых распределений. Для третьего распределения значение AMAD_3 , как и следовало ожидать, было определено между первыми двумя - 1,41 мкм, а СГО σ_{g3} оказалось шире любого из первых двух - 3,70. С другой стороны, метод функции правдоподобия для первых двух распределений чётко указывал на наличие единственной компоненты, а в случае третьего комбинированного распределения - наличие широкого плато дало представление об отсутствии однокомпонентного распределения. Таким образом, продемонстрировано, что предложенный метод функции правдоподобия может служить для тестирования

распределений аэрозолей на предмет соответствия гипотезе однокомпонентного распределения.

На рис. 5 приведены типичные, явно отличающиеся случаи того, как из экспериментальных данных выделяются наборы, в которых наблюдаются соответственно одна и две компоненты в распределении. На рис. 5,а и 5,б приведены экспериментальные наборы данных, представленные в виде плотности вероятности по формуле (8), а на рис. 5,в и 5,г - соответствующие им функции правдоподобия, полученные по формуле (10). Функция правдоподобия первого набора данных испытывает один максимум в области больше 1 мкм, в то время как для второго представленного набора данных функция правдоподобия испытывает два максимума: первый - в области 0,25 мкм, а второй - в области 3 мкм,

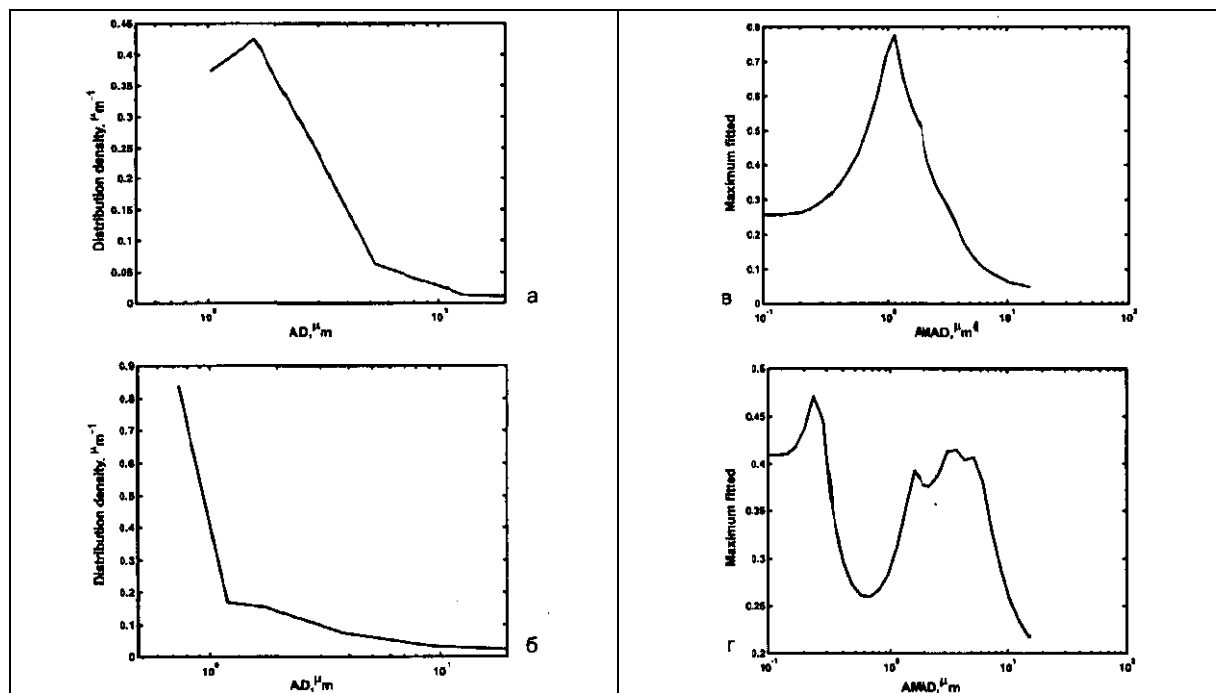


Рис. 5. Пример выделения компонент распада из экспериментальных данных: а, б - экспериментальные наборы данных, представленные в виде плотности вероятности по формуле (8); в, г - соответствующие им функции правдоподобия, полученные по формуле (10)

Анализ всех 15-ти наборов данных методом правдоподобия показал, что только в одном случае наблюдалось в чистом виде однокомпонентное распределение. Во всех остальных случаях видна чётко выраженная субмикронная компонента. Случаи, демонстрирующие отдельно выраженную субмикронную компоненту, характеризуются высокими значениями СГО σ_g - от 6,5 до 16.

132

Аппроксимация экспериментальных данных суммой двух логнормальных распределений

В качестве модели спектра размеров аэрозольных частиц, возникающих в основных процессах образования радиоактивных аэрозолей, может быть выбрана суперпозиция компонентов в виде пиков, которые в области максимумов аппроксимируются логарифмически нормальным законом распределения. Параметры этого распределения могут быть связаны с условиями и механизмом диспергирования и характеристиками материала [5].

На основании фактического вида и статистически достоверных наблюдений о распределении аэрозолей в ОУ была предложена схема расчета, предполагающая многокомпонентную аппроксимацию.

Подгонка (аппроксимация) экспериментальных данных проводится стандартными численными методами нелинейной оптимизации [6]. Подгоночная функция задается как

сумма $m(m \leq n)$ логнормальных распределений с стандартным СГО σ_g , рассчитанным согласно [2], и весовыми множителями r_j :

$$F_i = \sum_{j=1}^m r_j p_{LN}^{i,j}, \quad (11)$$

где $p_{LN}^{i,j} = p_{LN}^i(AMAD_j)$. В результате процедуры подгонки минимизируется функция невязки f :

$$f = \sum_{i=1}^n (p_{ex}^i - F_i)^2, \quad (12)$$

где r_j определяется в каждой итерации как решение переопределенной системы уравнений $p_{ex}^i = F_i$ следующим образом в матричном виде:

$$r = (p_{LN})^{-1} p_{ex}.$$

Процедура оптимизации (минимизации f) проводится с ограничением фазового пространства искомых параметров $\{AMAD_j\}$ в диапазоне 0,03-15 μm . Результатом расчета являются параметры логнормальных распределений $\{AMAD_j, r_j\}$.

Пример подгонки данных двухкомпонентным логнормальным распределением приведен на рис 6.

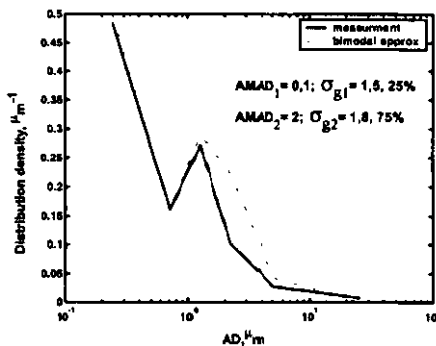


Рис. 6. Пример описания импакторных данных двухкомпонентным логнормальным распределением. Пробоотбор OU080998 $^{239+240}\text{Pu}$

133

Метод нелинейной подгонки проверялся с помощью тестовых логнормальных распределений во всём рабочем диапазоне АД. Здесь в качестве примера приведены результаты обработки двух стандартных логнормальных распределений с АМАД 0,5 и 3 μm . В первом случае с помощью метода была выделена единственная компонента с АМАД 0,53 μm , а во втором - распределение представлено двумя близко лежащими компонентами со значениями АМАД 2,8 и 3,1 μm и вкладами 35% и 65% соответственно. Взвешенное среднее значение АМАД этих двух распределений равно 3 μm .

Кроме этого, проверялась робастность метода с помощью моделирования практически невероятных с физической точки зрения ситуаций. Для проверки робастности были рассмотрены следующие случаи:

- Равномерное распределение плотности вероятности, то есть все значения p_{ex}^i равны.
- Монодисперсное распределение.

В первом случае результат подгонки представляется одной компонентой с АМАД 7,6 μm с вкладом 90%. При этом использование метода ВЛШ дает значения, лишённые физического смысла, а именно: АМАД 57,5 μm и σ_g 7,8. Функция правдоподобия в этом случае не имеет характерных пиков и представляет собой монотонно возрастающий ряд значений во всем рассматриваемом диапазоне.

Во втором случае тестирование метода с помощью пробных монодисперсных распределений (узкие распределения с σ_g 1,1) показало, что метод определяет единственную компоненту с завышенными в 1,5-2 раза значениями. Однако при этом значение невязки неприемлемо велико.

Таким образом, полная процедура обработки, включающая методы ВЛШ, функции правдоподобия и нелинейной оптимизации, способен, с одной стороны, отсеивать случаи

неправдоподобных распределений и, с другой стороны - достаточно надежно определять параметры реальных распределений.

Результат обработки 15-ти распределений при $m=4$ показал, что:

- в 11-ти случаях распределения были представлены 2-мя компонентами, то есть вклады g_3 и g_4 равны 0 с точностью до 3 десятичных знаков. При этом в случае (OU230699 ^{137}Cs) вклад g_3 составил около 2%, что практически, учитывая экспериментальные неопределенности, соответствует однокомпонентному распределению с АМАД $1,4 \mu\text{m}$;

- в 3-х случаях распределения были представлены 3-мя компонентами. При этом в одном из этих случаев (OU080998 ^{90}Sr) 2 компоненты находились достаточно близко - $1,2$ и $2 \mu\text{m}$, что, скорее всего, означает одну компоненту с СГО выше стандартного σ_g . В другом случае (OU0011299-406-2 ^{241}Am) вклад одной из компонент (АМАД $8,2 \mu\text{m}$) не превышает 10%, что тоже может означать практически двухкомпонентное распределение;

- в одном случае (OU250699 ^{137}Cs) распределение было представлено 4-мя компонентами. При этом две из них находились достаточно близко (АМАД $2,0$ и $2,9 \mu\text{m}$) и вклад четвертой компоненты не превышал 10%, что фактически означает двухкомпонентное распределение с микронной компонентой, имеющей СГО выше стандартного σ_g .

Статистическая обработка даёт усредненную оценку двухкомпонентного представления всего набора данных следующим образом: АМАД₁=0,09 и АМАД₂=2,0 μm при вкладе субмикронной компоненты 30%. Важно отметить, что качество подгонки при этом в 3 раза выше (то есть значение невязки в 3 раза ниже), чем в случае однокомпонентного представления методом ВЛШ.

134

Восстановление наиболее вероятного исходного распределения с учетом функции удержания по АД для каждого каскада

Тогда как наличие двух компонент в распределении аэрозолей по АД в большинстве наблюдений выглядит вполне обоснованным, может возникнуть вопрос о том, не является ли активность последних каскадов результатом "неидеальности" импактора. А именно: функция проскока аэрозоля $\eta_i(d_{ae})$ через идеальный i -й каскад импактора описывается как функция Хевисайда:

$$\eta_i(d_{ae}) = \begin{cases} 1, & d_{ae} < d_{ae}^i \\ 0, & d_{ae} \geq d_{ae}^i \end{cases} \quad (13)$$

На практике функция проскока отличается от ступеньки. На рис. 7 представлены функции проскока для всех каскадов импактора, используемого в данной работе [7]. Таким образом, видно, что зависимость удержания каскада от АД может приводить к искажению исходного распределения по исследуемым диапазонам, поэтому при восстановлении наиболее вероятного исходного распределения необходимо учитывать функции проскока.

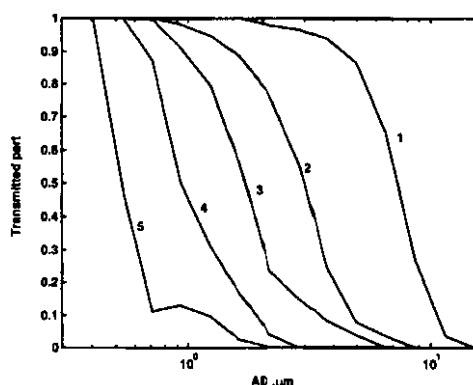


Рис. 7. Функции проскока по каскадам импактора

Для восстановления распределения аэрозолей $p_0(d_{ae})$ с учётом функций проскока $\eta_i(d_{ae})$ можно записать, что активность на каскадах (C_i), выраженная в относительных единицах, формируется согласно системе из n уравнений следующего вида:

$$C_i = \int_0^\infty p_{i-1} (1 - \eta_i) d(d_{ae}), \quad (14)$$

где n - количество каскадов импактора; $p_i(d_{ae})$ - распределение аэрозолей после прохождения i -ого каскада, которое определяется рекуррентным соотношением - $p_i = p_{i-1} \cdot \eta_i$.

Данная задача является типичным случаем некорректной обратной задачи и в общем случае имеет бесконечное количество решений. Для возможности получения единственного ее решения нужно исходить из того, что распределение активности аэрозолей внутри диапазона каскада по АД неизвестно. Поэтому правомерно предположить, что распределение аэрозолей в диапазоне каждого каскада равномерно. При этом уравнение (14) сведётся к системе из n уравнений с n неизвестными:

$$c_i = \sum_{j=1}^n p_{0j} (1 - \eta_{ij}) \prod_{k=1}^{i-1} \eta_{kj}, \quad (15)$$

135

где η_{kj} - функция проскока для k -го каскада, усредненная по j -му интервалу АД; p_{0j} - исходное распределение, усредненное по j -му интервалу АД. В матричном представлении уравнение (15) имеет следующий вид:

$$C = MP_0, \quad (16)$$

где

$$M_{ij} = (1 - \eta_{ij}) \prod_{k=1}^{i-1} \eta_{kj}. \quad (17)$$

Типичный результат восстановления исходного распределения представлен на рис. 8. Применение обратного преобразования к исходному распределению несколько усиливает его "заостренность", но качественно не изменяет его вида. Более того, видимое разделение между двумя компонентами лишь усиливается. При этом микронная компонента распределения несколько смещается в сторону более крупных размеров.

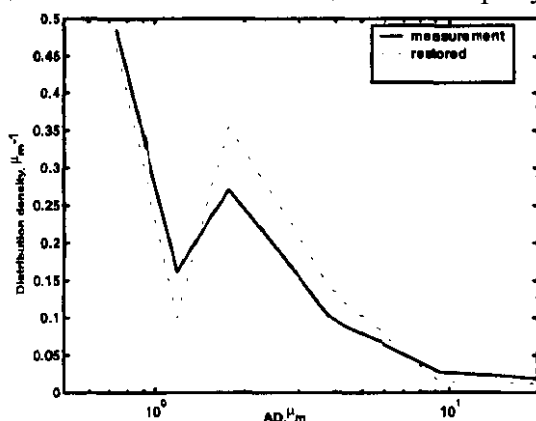


Рис. 8. Пример восстановления исходного распределения аэрозолей по АД. Пробоотбор OU080998 $^{239+240}\text{Pu}$

После проведения процедуры восстановления все 15 распределений были аппроксимированы методом нелинейной подгонки, описанном выше, при $m=4$. Результаты обработки показали, что:

- в одном случае (OU230699 ^{137}Cs) распределение было представлено одной компонентой с АМАД 1,6 μm ;
- в 11-ти случаях распределения были представлены 2-мя компонентами;
- в 3-х случаях распределения были представлены 3-мя компонентами. Два случая из трех (OU011299-406-2 ^{241}Am , OU250699 ^{137}Cs) демонстрировали более 2-х компонент перед процедурой восстановления. При этом в первом из этих случаев 2 компоненты обнаружены достаточно близко - 1,4 и 2,2 μm , что, скорее всего, означает одну компоненту с СГО выше стандартного σ_g .

Статистическая обработка восстановленных данных даёт усредненную оценку двухкомпонентного представления всего набора данных следующим образом: АМАД₁=0,17 и АМАД₂=2,9 μm при вкладе субмикронной компоненты 35%. Значение невязки в 2,5 раза ниже, чем в случае однокомпонентного представления методом ВЛШ.

Как видно из сравнения средних параметров распределения аэрозолей до и после восстановления, "неидельность" импактора приводит к некоторому ожидаемому возрастанию АМАД микронной компоненты с 2,0 до 2,9 μm после восстановления. При этом вклад субмикронной компоненты даже несколько возрастает - с 30 до 35%.

136

Обсуждение

На рис. 9 отображены все компоненты (то есть значения вклада от АМАД) для исходных и восстановленных данных, полученные в результате аппроксимации суммой нескольких логнормальных распределений. Значения АМАД отчётливо формируют две группы, а именно: субмикронную и микронную с границей около 0,5-1 μm .

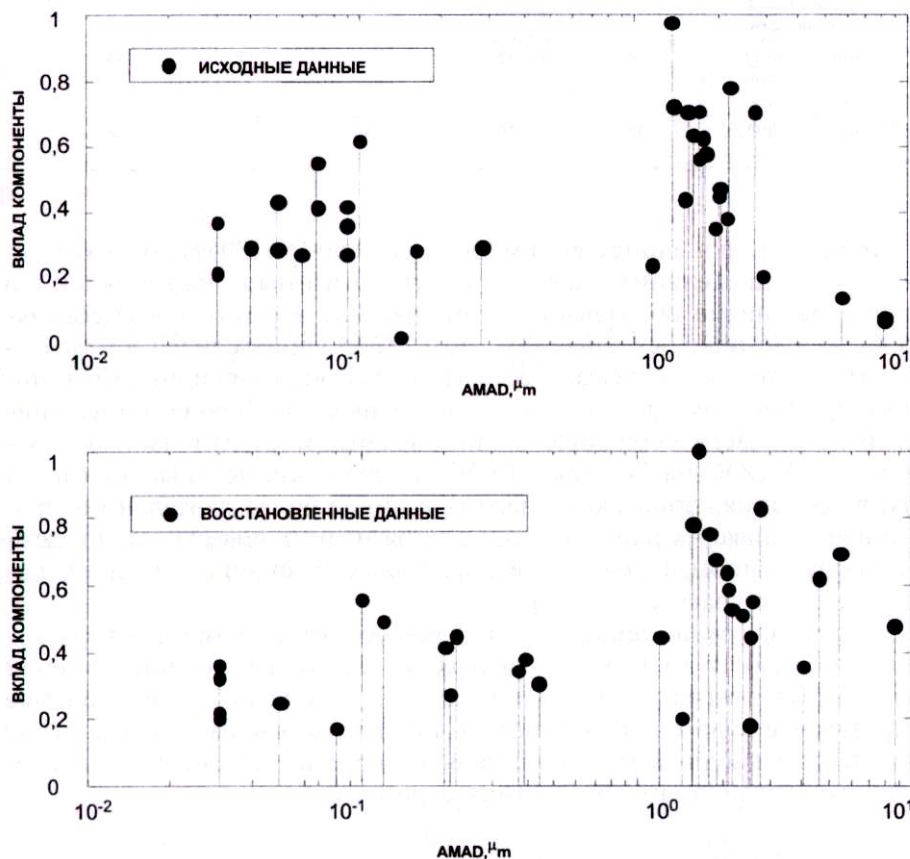


Рис. 9. Распределение вкладов отдельных компонент для исходных и восстановленных данных, полученных в результате аппроксимации суммой логнормальных распределений

Для изучения возможных причин возникновения многокомпонентного распределения, в частности наличия субмикронных аэрозолей, представляет интерес изучение механизмов пылеобразования. Так, в работе [8] представлены результаты исследований элементного состава и микроструктуры аэрозольных и других микрочастиц внутри ОУ. На основании анализа представленных результатов выдвинуты обоснованные научные гипотезы о различных механизмах возникновения субмикронных ($< 0,1 \mu\text{m}$) частиц в ОУ.

Представляется интересным сравнить данные, полученные в условиях ОУ, с данными других исследователей, в частности по зоне отчуждения. Так, в работе [9] (табл. 2) приведены результаты измерения распределения аэрозолей в районе площадки "Вектор" (ПЗРО) по ^{137}Cs с сентября 1998 по ноябрь 1999 гг. Измерения проведены импактором Andersen. В приведенных данных в двух случаях из трёх (строки данных 2 и 3) наблюдалось наличие отдельно выраженной субмикронной компоненты.

137

Таблица 2. Данные из работы [9] (табл. 9.2) по результатам измерения распределения аэрозолей в районе площадки "Вектор" по ^{137}Cs с сентября 1998 по ноябрь 1999 гг. Измерения проведены импактором Andersen. Данные приведены как доля общей активности (в процентах)

Описание пробоотбора	Диапазон, мкм				
	<0,8	0,8-1,4	1,4-2,3	2,3-4,9	4,9-10
август 1999 г., техногенная активность	14	12	37	21	16
ноябрь 1999 г., техногенная активность	26	18	30	12	14
сентябрь 1998 г., фон	38	10	18	16	18

Наблюдение в единственном случае (отбор OU230699) однокомпонентного распределения может служить косвенным подтверждением наличия механизма образования субмикронных аэрозолей в высокоактивных ядерно-опасных зонах ОУ. Этот отбор производился в помещении 261/5, которое не связано естественными вентиляционными потоками с другими помещениями ядерно-опасных зон. Данное помещение относится к классу периодически посещаемых и служит частью лаборатории ЛРХ ООС на IV блоке ЧАЭС. Те аэрозоли, которые достигают этого помещения, попадают в него вследствие более длительного процесса перемешивания или дефляции с загрязнённых поверхностей (одежды и оборудования). В результате этих процессов субмикронная компонента успевает коагулироваться.

В отличие от помещения 261/5, все остальные измерения проводились поблизости от ядерно-опасных зон и, что важно, при наличии естественных вентиляционных потоков. В этих условиях измеряемое распределение аэрозолей не успевает достигнуть равновесия и поэтому содержит две наблюдаемые компоненты, которые соответствуют двум различным механизмам образования аэрозолей.

Влияние распределения аэрозолей на величину дозового коэффициента

Важным аспектом представленных исследований распределения аэрозолей по аэродинамическим диаметрам является влияние на величину дозового коэффициента.

1. Для расчёта дозового коэффициента для всей смеси радионуклидов ОУ используется референтная радионуклидная композиция $R_r[I]$, приведенная на 2000 г. (табл. 3).

2. Полный набор импакторных измерений формирует матрицу относительных активностей S_l согласно (2), где индекс i соответствует каскаду импактора, а k - индекс пробоотбора. Здесь предполагается, что распределение каждого из радионуклидов в одном пробоотборе одинаково, поэтому можно использовать распределение, полученное по одному радионуклиду.

3. При расчёте дозового коэффициента для каждого радионуклида r и интервала АД импактора i рассматриваются две возможности, вследствие чего получается матрица дозовых коэффициентов e_{ri} (см. рис. 1):

138

- усреднение дозового коэффициента по интервалам импактора, допуская, что внутри каждого диапазона АД распределение активности равномерное:

$$e_{ri} = \frac{1}{d_{ae}^{i+1} - d_{ae}^i} \int_{d_{ae}^i}^{d_{ae}^{i+1}} e_r(d_{ae}) d(d_{ae}); \quad (18)$$

- принятие для интервальной оценки наиболее консервативного - максимального значения в данном интервале:

$$e_{ri} = \max_{d_{ae}^{i-1} < d_{ae} < d_{ae}^i} (e_r(d_{ae})). \quad (19)$$

В расчётах для всех радионуклидов, кроме ^{137}Cs , тип системного поступления принят - S. Для ^{137}Cs в смесь включены две формы: конденсационная - F (50%) и топливная - S (50%). Расчёт выполнен для стандартного рабочего.

Таблица 3. Референтная радионуклидная композиция, приведенная на 2000 г.

Радионуклид, i	Референтная радионуклидная композиция R_r , %
------------------	---

⁹⁰ Sr	29,0
¹³⁷ Cs	59,0
²³⁸ Pu	0,19
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	0,41
²⁴¹ Pu	11,0
²⁴¹ Am	0,42

Таблица 4. Статистика суммарных дозовых коэффициентов, рассчитанных через интервальную оценку по импакторным диапазонам

Статистическая величина	Суммарный дозовый коэффициент, мкЗв·Бк ⁻¹	
	усредненный по АД интервалам импактора	взятый по максимуму АД интервалов импактора
Среднее отклонение	0,34	0,58
Стандартное отклонение	0,05	0,11

4. Расчёт суммарного дозового коэффициента для смеси радионуклидов производится следующим образом:

$$e_{\Sigma k} = \sum_{r,i} R_r e_{ri} C_{ik} . \quad (20)$$

Статистика полученных суммарных дозовых коэффициентов $e_{\Sigma} = \{e_{\Sigma n}\}$ приведена в табл. 4. Как видно из величины стандартного отклонения, распределение дозовых коэффициентов достаточно узкое, что позволяет считать результат достаточно надежным.

Для сравнения приведен расчёт дозового коэффициента для заданной смеси по данным МКРЗ 68 [10]. При расчёте дозовых коэффициентов из ICRP рассмотрено два значения АМАД и два типа системного поступления М и S*. Результаты расчета представлены в табл. 5.

Таблица 5. Дозовые коэффициенты (мкЗв·Бк⁻¹) на единицу активности смеси, рассчитанные по данным МКРЗ 68 [10]

Класс	1 мкм	5 мкм
М	0,55	0,38
S	0,26	0,15

* Данные для ⁹⁰Sr (класс М) и ²⁴¹Am (класс S) в Публикации 68 МКРЗ не приведены. Поэтому в этих случаях были использованы результаты собственного моделирования.

139

6. В качестве предельного значения дозового коэффициента также рассмотрена оценка, полученная из НРБУ-97 [11] как частное от деления лимита дозы DL для категории А (20 мЗв) и предела годового поступления ALI_r для каждого радионуклида смеси для категории А. Окончательная величина суммарного дозового коэффициента на единицу активности смеси составляет 4,3 мкЗв·Бк⁻¹.

Все значения суммарного дозового коэффициента от ингаляционного поступления, рассчитанного по описанным выше основным расчётным схемам, представлены в табл. 6. Среднее значение дозового коэффициента по импакторному диапазону практически совпадает со значением, рассчитанным по МКРЗ 68 для АМАД 1 µm. В то же время необходимо учесть, что усреднение может привести к значительной недооценке, особенно в субмикронном диапазоне. Максимальное значение дозового коэффициента по импакторному диапазону почти в 2 раза превышает значение, рассчитанное по МКРЗ 68 для АМАД 1 µm.

Таблица 6. Суммарные дозовые коэффициенты от ингаляционного поступления, рассчитанные по основным расчетным схемам

Расчётная схема	Суммарный дозовый коэффициент, мкЗв·Бк ⁻¹
НРБУ-97	4,2
Максимальное значение дозового коэффициента по импакторному диапазону, класс S	0,58
Двухкомпонентное распределение, класс S	0,43
Среднее значение дозового коэффициента по импакторному диапазону, класс S	0,34
МКРЗ 68, AMAD 1 µm, класс S	0,26
МКРЗ 68, AMAD 5 µm, класс S	0,15

Реальные значения дозовых коэффициентов для данного типа системного поступления ожидаются между средней и максимальной оценкой по импакторным диапазонам. Именно этому критерию взвешенности соответствует оценка, полученная для двухкомпонентного представления с АМАД 0,17 и 2,9 µm, вкладами 35 и 65 %, соответственно.

Существует другой важный дозиметрический аспект в описании распределения активности аэрозолей. Он состоит в том, что вследствие защитных мер результирующее распределение в значительной степени будет зависеть от формы исходного распределения. Так, в результате аппроксимации распределения аэрозолей двухкомпонентным логнормальным распределением расчетный вклад субмикронной компоненты в области максимума дозового коэффициента (рис. 1) может понизиться в несколько раз по сравнению с фактически наблюдаемым. Но так как субмикронная компонента обладает более высокой проникающей способностью через средства индивидуальной защиты, то использование параметров, полученных с помощью аппроксимации однокомпонентным логнормальным распределением, может приводить к значительной недооценке величины индивидуальной дозы внутреннего облучения.

140

1. Методическая и программно-аппаратная поддержка дозиметрии внутреннего облучения персонала объекта "Укрытие" // Отчет о НИР. Эт. 8 по дог. № 72-РЗ/96, № ГР 0196V024135 / НИИ радиационной защиты АТНУ (НИИРЗ АТНУ) / Руководитель О.А. Бондаренко. - К., 1999.

2. ICRP Publication 66. Human respiratory tract model for radiological protection. - Vienna: Pergamori, 1993. - P. 65.

3. Райст П. Аэрозоли. Введение в теорию / Под ред. Б.Ф. Садовского. - М.: Мир, 1987. - 280 с.

4. Применение метода многослойных фильтров для контроля дисперсности радиоактивных аэрозолей АЭС // Б.И. Огородников, В.И. Скитович. Технический прогресс в атомной промышленности. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - Вып. 72, КРБ-IV. - Ч. 1. - С. 107-109. - Сер. "Изотопы в СССР".

5. Модель спектра размеров аэрозольных частиц // П.Н. Зеленин, И.Е. Константинов, С.Г. Михеенко. Технический прогресс в атомной промышленности. - М.: Энергоатомиздат, 1987. - Вып. 72, КРБ-IV. - Ч. 1. - С. 109-113. - Сер. "Изотопы в СССР".

6. Optimization Toolbox for Use with MATLAB®. User's Guide, Version 2. T.Coleman, M.A.Branch, A.Grace. The MathWorks, 1999. - P. 305.

7. Graseby. Series 230. High volume cascade impactor.

8. Аэрозоли объекта "Укрытие" / А.С. Вишневский, А.Г. Гонтарь, И.Е. Кузьмина, В.Н. Ткач, В.В. Токаревский. - К., 1997. - 32 с. - (Препр./НАН Украины, Ин-т сверхтвердых материалов им. В.Н. Бакуля; 97 - 1).

9. Вивчення дисперсного, радіонуклідного і мікрокомпонентного складу аерозолей приземного шару повітря та твердих атмосферних випадін у межах дільниці в період будівництва комплексу "Вектор" // Проміжн. звіт по НДР. Дог. № 13/153Н-99 від 17.04.99 з МНС України / Наук. керівник В.В. Демчук. - К., 1999.

10. ICRP Publication 68. Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers: Part 2. Ingestion Dose Coefficients. - Vienna: Pergamon Press, 1994. - 24, Mb 4. - 83 p.

11. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). - К.: МОЗ України, 1997. - 121 с.

НИИ Радиационной защиты, ул. Мельникова, 53, Киев 254050, E-mail: BOA@RPI.KIEV.UA

Є.Є. Єсиркенов, І.А. Сержант, Д.М. Гродзінський
Деякі проблеми і перспективи аварійної ретроспективної ЕПР-дозиметрії

Подано аналіз літературних та власних експериментальних даних стосовно можливості використання природних біологічних об'єктів для ретроспективної ЕПР-дозиметрії у навколишньому середовищі, зокрема у соснових лісах, які оточують ЧАЕС. Найбільш перспективними об'єктами для ретродозиметрії виявилися кора та смола сосни звичайної, що тривалий час зберігали індукований опроміненням стан, для якого була характерна наявність вільних радикалів.

Ретроспективна дозиметрія набуває все більшого значення у зв'язку з тим, що часто виникає необхідність оцінювати сумарну поглинуту дозу опромінення, отриману живими або неживими об'єктами, в достатньо віддалений термін після опромінення. Як правило, така проблема загострюється в період після аварії на якомусь атомному об'єкті, коли дії невідомих доз опромінення піддається персонал, населення сусідніх районів і взагалі біотичні компоненти навколишнього середовища. Крім того, вирішуючи дану проблему, слід враховувати ще й складність за спектром і нерівномірність за характером опромінення.

© Є.Є. Єсиркенов, І.А. Сержант, Д.М. Гродзінський

141

Аварійна ЕПР-дозиметрія є одним із методів ретроспективної дозиметрії, заснованим на використанні методу ЕПР для визначення дози, поглинутої різними матеріалами (об'єктами), що випадково потрапили в поле дії іонізуючої радіації [1-5]. При цьому припускається, що на момент аварії і відразу після неї не були використані прилади, спеціально розроблені і призначені для визначення рівнів потужності іонізуючого випромінювання і поглинутих доз, внаслідок чого відсутні важливі для прийняття наступних рішень дозиметричні дані [6, 7]. Подібна ситуація змушує дослідників використовувати спеціальні методи і матеріали для приблизної оцінки поглинутих у результаті аварії доз.

Як показано в низці робіт [8, 9], у деяких випадках поглинута біологічними об'єктами доза з достатньо високим ступенем точності може бути визначена за суто біологічними параметрами - методами біологічної дозиметрії (аналіз стабільних і нестабільних хромосомних аберацій, мікроядерний тест тощо) [10-16]. Водночас цим методам властиві істотні обмеження. Ключовим фактором для застосування біомаркера в ретродозиметрії є його стабільність у часі після опромінення, тоді як значна кількість хромосомних аберацій є нестабільною й застосування їх можливе тільки протягом кількох місяців після опромінення [16]. Крім того, при малих дозах опромінення потребує дослідження великої кількості мітозів, що пов'язано зі значними технічними труднощами при проведенні масових досліджень [7].

Перевагами методу ЕПР-дозиметрії є [17]:

- висока чутливість;
- можливість використання малої кількості матеріалів для визначення поглинутих доз;
- великий вибір застосовуваних матеріалів;
- широкий діапазон доз, що визначаються;
- можливість повторних вимірів при кімнатній температурі.

До того ж, була виявлена кореляція між дозами, встановленими за цитогенетичними даними, та інтенсивністю ЕПР-сигналу [18, 19].

Аварійну ЕПР-дозиметрію почали застосовувати на початку 70-х рр. для оцінки доз, отриманих японцями внаслідок бомбардувань Хіросіми і Нагасакі. Об'єктами для дозиметрії стали частки кварцу з черепиці й цеглин, а також зразки інших природних будівельних матеріалів (бетон, граніт, гнейс, графіт) у зоні атомних вибухів [20, 21], а також зубна емаль і кістки жертв атомного бомбардування [22, 23].

Одяг [24], текстильні волокна [25], перламутрові гудзики [26], папір [27], різні фармакологічні препарати [28, 29], кондитерські вироби [30, 31] можуть бути використані для завдань ретродозиметрії. Найкраще вимогам ретроспективної дозиметрії відповідають включення природного кварцу в різній кераміці, цеглі, черепиці, фарфорі тощо [1, 32-34].

В останні роки цей метод зазнав подальшого розвитку і був використаний багатьма дослідниками для реконструкції дозових навантажень у післяаварійний період [34-39]. ЕПР-дозиметрія застосовується для визначення поглинутих доз в Хіросімі та Нагасакі [40, 20, 22], при аварії на урановому виробництві на Південному Уралі (завод "Маяк") [41, 42] та на

ЧАЕС [43]. Зокрема, життєва необхідність мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС переводить проблему біологічної індикації хронічного впливу малих доз у розряд найбільш актуальних у радіобіології й радіаційній медицині [44].

Слід відзначити, що метод ЕПР дає змогу визначати не тільки дозу гострого опромінення внаслідок вибуху атомної бомби або аварії на ядерному виробництві, але й позитивну накопичену дозу для людей, зайнятих в атомній промисловості [4].

142

Фізичні основи ЕПР-дозиметрії. Природні біодозиметри мають відповідати наступним вимогам:

- забезпечувати постійний, кумулятивний "запис" поглинутої дози;
- охоплювати широкий діапазон доз;
- дозволяти швидко визначити накопичену дозу [34].

Речовина об'єктів, придатних для ЕПР-дозиметрії, може мати як кристалічну структуру, так і аморфну. До кристалічних матеріалів належать кварц, емаль зубів, кістки тощо. Ці матеріали побудовані за типом кристалічної решітки, тобто мають правильну геометричну форму, обумовлену правильним, регулярним розташуванням у просторі. Аморфні об'єкти не мають кристалічної решітки і частіше за все утворюються різними полімерами. Прикладами такого роду об'єктів можуть бути різноманітні пластмаси, деревина, кігті тварин, нігті, смола тощо.

З фізичної точки зору ЕПР-дозиметрія ґрунтується на тому, що іонізуюча радіація спроможна викликати в опроміненому матеріалі появу дефектів у вигляді електронних дірок і вільних електронів (у кристалічних матеріалах) [45, 46], а також вільних радикалів (в аморфних матеріалах) [47-49]. Тривалість існування радіаційно-індукованих дефектів у кристалах обумовлена жорсткістю їхньої структури, а в аморфних речовинах - зв'язуванням ("консервуванням") вільних радикалів (ВР) навколишніми нейтральними молекулами.

Суттєвою проблемою є зменшення сигналу ЕПР при зберіганні зразків. Зниження кількості ВР та дефектів просторової решітки в опромінених матеріалах є важливим чинником при виборі матеріалів для ретродозиметрії. Наприклад, зменшення ЕПР-сигналу для деяких матеріалів, які зберігалися при кімнатній температурі протягом 24 годин, після опромінення становило: для янтарю - 0,92, шкіри - 0,92 (як через 24 години, так і 6 діб), дерева - 0,56, паперу - 0,52, пластику (епоксидна смола) - 0,60. Очевидно, що у таких матеріалів, як янтар та шкіра, зменшення було незначним, тобто більшість ВР зберігалася в зразках, і ці матеріали можуть бути використані для дозиметрії [49].

Оскільки об'єкти, що застосовуються в ЕПР-дозиметрії, різняться за своїми нативними характеристиками, то її методи можна розділити на два види: метод калібрування (калібровочний метод) [50] і метод додаткової дози (метод провокаційного опромінення) [51-53].

Метод калібрування застосовують у тому випадку, коли у даного виду матеріалу (зразка, об'єкта) у неопроміненому стані не спостерігається сигналу ЕПР або він практично однаковий (у межах помилки виміру) для усіх відібраних зразків. У цьому випадку метод ґрунтується на порівнянні величини сигналу ЕПР в опроміненому об'єкті з величиною подібного сигналу в неопроміненому об'єкті. Для того щоб від оцінки відносної величини сигналу перейти до поглинутої дози, використовують попередньо отримані для даного матеріалу зразка калібровочні криві, що показують залежність величини сигналу від поглинутої дози, від джерела іонізуючого випромінювання з відомими характеристиками.

Метод додаткової дози [54] застосовують тоді, коли у досліджуваних зразків існує велика розбіжність у величині нативних ЕПР-сигналів або коли використовуваний об'єкт є унікальним у своєму роді. У цьому випадку матеріал об'єкта опромінюють у послідовно зростаючих дозах, що дозволяє визначити дозову залежність сигналу. Далі, якщо вихідний сигнал неопроміненого матеріалу є відмінним від нуля, з отриманої кривої вираховують значення вихідного рівня сигналу і за новою кривою визначають отриману об'єктом в аварійній ситуації дозу.

143

Сучасний стан аварійної ЕП Р-дозиметрії. На сьогодні кількість дослідників, що використовують метод ЕПР-дозиметрії постійно збільшується, тому у даній роботі ми спробуємо розглянути основні підходи та об'єкти ЕПР-дозиметрії.

Кожна з двох зазначених груп речовин має свої недоліки і переваги з погляду їхньої придатності для застосування у практиці ЕПР-дозиметрії. Так, практично жоден з існуючих природних мінералів не може бути використаний для цієї мети, оскільки через тривалий час свого існування вони нагромадили великі дози від різних джерел природного радіаційного фону (космічне і земне випромінювання), включаючи дози від самоопромінення внаслідок наявності і їх складі кристалічних решіток радіоактивних ізотопів [39]. Втім, за умови наявності інформації про вік природного мінералу можливо його застосування для оцінки достатньо великих поглинутих доз, обумовлених випромінюванням від ядерних вибухів [23].

У зв'язку з цим здається перспективним застосування для цілей ретродозиметрії кристалічних речовин органічного походження, наприклад, кристалічних вуглеводів [30, 31, 55-57], солей органічних кислот [58] або кристалічних матеріалів, з яких побудовані раковини молюсків, кістки тварин [59-61]. Зокрема, порівняльні дослідження вуглеводів методом ЕПР у межах поглинутих доз від 0,05 до 50 кГр показали, що ЕПР-дозиметрами можуть бути D-глюкоза та DL-аланін [62]. Е останні десятиліття ЕПР-дозиметрія з використанням аланіну стала важливим інструментом в області дозиметрії іонізуючих випромінювань з високою та низькою лінійною передачею енергії [63-66]. Не виключено, що успіх буде досягнутий на шляху використання різних кристалічних речовин, що утворюються деякими рослинами для посилення їхньої механічної міцності (силікати) і містяться у фітолітах - рослинному опаді [67].

Критеріям ретродозиметрії у багатьох відношеннях задовольняє зубна емаль, яка є дуже зручним природним матеріалом для датування за допомогою методу ЕПР [7, 68]. Мінімальна доза, яку можна визначити цим методом, є порядку десятків мГр [34]. ЕПР-спектр зубної емалі, ідентифікований у 1972 р., пов'язаний з карбоксильним радикалом C03 [69]. ЕПР-дослідження синтетичного гідроксиапатиту дали таку ж форму спектру [70, 71]. Ці радикали є стабільними і можуть бути використані при вимірюванні акумульованої дози. Концентрація радіаційно-індукованих парамагнітних центрів лінійно зростає з дозою в широкому діапазоні її змін [72, 73]. Емаль зубів здатна накопичувати дозу опромінення протягом всього життя особи [7]. Показана можливість прямого визначення поглинутих при радіаційних аваріях доз з використанням зразків молочних зубів [51, 74, 75]. Розроблена методика дозволяє визначити поглинуту дозу з точністю до 30 мГр [75]. Проблеми використання зубної емалі для ретродозиметрії пов'язані з наявністю сильного органічного сигналу, що вимагає ретельного видалення дентину [76,77]; накладання сигналів, які виникають внаслідок механічного руйнування речовини та впливу температури [78, 79]; внеску ультрафіолетової компоненти випромінювання у сонячних променях [18, 80]; внеску медичного та діагностичного опромінення [82, 26]; анізотропії зразків [4]. Ці проблеми значною мірою вдається долати за допомогою модифікації існуючих методик обробки зразків і вимірювання сигналу та підвищення чутливості техніки [26].

Аморфні речовини дуже різні за структурою і складом. З даних літератури відомо, що, наприклад, опромінені пластик [81], текстильні волокна [24, 25], волосся [47], нігті [49], крохмаль [83], кісточки плодів, насіння [84], а при високих дозах і м'якоть плодів [85]

тривалий час зберігають індукований опроміненням стан, що можна зареєструвати за допомогою методу ЕПР-спектрометрії. Була виявлена подібність сигналу насіння до спектру целюлозного радикалу. Такий стабільний сигнал було зафіксовано також при опроміненні деяких прянощів, оболонки горіхів, трав'янистого рослинного матеріалу [86].

Усе зазначене стосується стійких біологічних матеріалів, що мають щільну аморфну структуру. Крім того, можна припустити, що багато речовин білкової або вуглеводної природи, які входять до складу твердих оболонок насіння, раковин молюсків, панцира членистоногих, здатні тривалий час зберігати парамагнітні центри, які виникають під дією опромінення. Як доказ можна навести результати досліджень Е.Т. Соколової (1972 р.), які показали, що в аморфних зразках вуглеводів вихід парамагнітних центрів у 1,5-2 рази вищий,

ніж у кристалічних. Показано тривале існування радикалів в опроміненій целюлозі [87-89] та лігніні [90, 50]. Целюлоза - поширений у природі полімер, що, як і лігнін, є основним компонентом клітинної стінки рослин. Ця обставина, як нам здається, відкриває нові перспективи для ЕПР-дозиметрії з використанням природних матеріалів.

Автори даної статті спробували знайти біологічні об'єкти, придатні для ретроспективної ЕПР-дозиметрії, у навколишньому середовищі, зокрема у соснових лісах, які оточують ЧАЕС. Нашим завданням було довести принципову можливість використання природних біологічних об'єктів для ретроспективної ЕПР-дозиметрії в умовах антропогенної радіонуклідної аномалії на великій території. Об'єкти дослідження добирали, виходячи з наступних критеріїв: поширення об'єкту в зоні ЧАЕС, можливість датування зразків, тривалість часу існування вибраного об'єкту в природному середовищі. Такими об'єктами були: раковини молюска (*Unio tumidis* L.), лишайник (*Parmelia sulcata* L.), руді лісові мурахи (*Formica ruffa*), насіння енотери (*Oenothera biennis*) та амаранту (*Amarantus* sp.), смола та кора сосни звичайної (*Pinus sylvestris*). Проте виявилось, що не всі вони задовольняють вимогам ретроспективної дозиметрії. Наприклад, раковини мали власний великий нативний сигнал складної форми, значну варіабельність сигналу в межах однієї раковини, виникали труднощі й у розділенні кальциту та арагоніту. Для зразків лишайника теж були характерні великий нативний сигнал, варіабельність величини сигналу в межах одного зразка та незначне його збільшення навіть при високих дозах опромінення (50-100 Гр). Непридатність використання мурах для цілей ретродозиметрії зумовлюється малим часом їх життя, неможливістю датування та уніфікації, великим нативним сигналом з незначним його збільшенням тільки у випадку високих доз опромінення. Труднощі застосування насіння енотери та амаранту обумовлені малим часом існування цих об'єктів та великою варіабельністю сигналу в межах зразків. Найбільш перспективними об'єктами для ретродозиметрії виявилися кора та смола сосни звичайної, що тривалий час зберігали індукований опроміненням стан, для якого була характерна наявність вільних радикалів. Нами було показано, що радіаційні виходи гамма-індукованих вільних радикалів є у 2-3 рази вищими для кори, проте у смоли вони є більш стабільними. Мінімальна доза для смоли, що реєструвалася методом ЕПР, становила 10 Гр [91, 92].

Зрозуміло, дослідників, які вирішили використовувати для цілей ЕПР-дозиметрії речовини біологічного походження, очікує ряд труднощів. По-перше, не завжди є повна інформація про біохімічні особливості використовуваного об'єкта;

145

по-друге, нестабільність ВР в опромінених зразках; по-третє, висока ймовірність наявності в досліджуваних зразках домішок і складність методів виділення чистої речовини; по-четверте, проблема пошуку і збору зразків; і, по-п'яте, неоднорідність біологічних матеріалів. Крім того, часто недостатньо вивчена структура і фізичні властивості індукованих та нативних (ендогенних) ВР. У цьому відношенні перспективним є модифікація методик та удосконалення апаратури, що застосовується при визначенні поглинутих доз, використання обчислювальної техніки для обробки первинних сигналів ЕПР, їх розділення та ідентифікації, створення бази даних [52, 93].

Таким чином, виходячи із зазначених літературних і власних даних, ми вважаємо за можливе сформулювати ряд загальних вимог до речовин, використовуваних у ЕПР-дозиметрії:

- 1) досліджуваний об'єкт повинен містити один або кілька різних видів ВР;
- 2) сигнал ЕПР для кожного виду ВР повинен бути легко відокремлюваний від сигналів ЕПР інших ВР (тобто вони повинні істотно різнитися за значенням фактора спектроскопічного розщеплення (g-фактора) і мати вузьку ширину піка);
- 3) час життя ВР повинен бути достатньо великим за нормальних температурних умов;
- 4) індукований ВР повинен бути внутрішньою первинною структурною особливістю об'єкта, а не вторинним продуктом поступової зміни речовини в процесі зберігання.

Розвиток методу ЕПР, упровадження в нього комп'ютерної техніки дозволяє знижувати мінімальну порогову дозу поглинутого випромінювання, що оцінюється цим

методом, тобто визначати і відносно малі дози радіації, що є важливим при проведенні медичного обстеження населення в зонах з підвищеним рівнем радіаційного фону.

1. Баран Н.П., Барчук В.К., Бугай А.А. и др. Ретроспективная дозиметрия местности: сопоставление данных, полученных методами ЕПР и термолюминесценции на образцах, содержащих кварц // Всесоюз. конф. "Радиобиологические последствия аварии на ЧАЭС": Тез. докл. (30 октября - 1 ноября 1991, Минск). - Минск, 1991. - С.9-10.

2. Баран Н.П., Барчук В.И., Бсрхаттар В.Г. и др. Ретроспективное определение интегральных доз на различных участках 30-километровой зоны ЧАЭС // Радиобиологический съезд (Киев, 20-25 сент. 1993). - Пушино, 1993. - С. 8-9.

3. Pass B. Collective radiation biodosimetry for dose reconstruction of acute accidental exposures: A review // Environ. Health Perspect. - 1997. - Vol. 105, № 6. - P. 1397-1402.

4. Haskell E.H., Hayes R.B., Kenner G.H., Sholom S.V., Chumak V.I. Electron paramagnetic resonance techniques and space biodosimetry // Radiat. Res. - 1997. - Vol. 148, № 5. - P. 51-59.

5. Goldman M. Integrated retrospective radiation dose assessment // Stem Cells. - 1997. - Vol. 15, № 2. - P. 157-161.

6. Брик А.Б., Ларионов А.Л., Садуев Н.Б. Ретроспективная дозиметрия местности и биологических объектов спектрометрическими методами // Радиобиологический съезд (Киев, 20-25 сент. 1993). - Пушино, 1993. - С. 10.

7. Бриллиант М.Д., Клевезаль Г.А., Мордвинцев и др. Определение накопленной дозы гамма-излучения по эмали зуба // Гематология. - 1990. - № 12. - С. 11-15.

8. Мазурик В.К. Биологическая индикация лучевого поражения // Итоги науки и техники.. - Т. 3. - М.: ВИНТИ, 1980. - С. 39-102. - Сер. "Радиац. биология".

9. Комар В.Е. Современное состояние проблемы биологической индикации лучевых поражений // Радиобиология. - 1992. - Т. 32. - Вып. 1. - С. 84-96.

146

10. Bender M.A., Gooch P.C. Somatic chromosome aberrations induced by human whole-body irradiation: The "recuplex" criticality accident 11 Radiation Research. - 1966. - 29. - P. 568-582.

11. Langlois R.G., Bigbee W.L., Kyoizumi S., Nakamura N., Bean M.J., Akiyama M., Jensen R.H. Evidence for increased somatic cell mutations at the glycophorin A locus in atomic bomb survivors // Science. - 1987. - 236. - P. 445-448.

12. Littlefield L.G., Sayer A.M., Sallam F., Frome E.L., Kleinerman R.A. Experience with the "cytochalasin-B method" for quantifying radiation-induced micronuclei in human lymphocytes // Radiation Research: A Twentieth-Century Perspective. - San Diego: Academic Press, Inc., 1992. - P. 183-188.

13. Lucas J.N., Awa A., Straume T., Poggensee M., Kodama Y., Nakano M., Ohtaki K., Weier V., Pinkel D., Gray J., Littlefield G. Rapid translocation frequency analysis in humans decades after exposure to ionizing radiation // Int. J. Radiat. Biol. - 1992. - 62. - P. 53-63.

14. Straume T., Lucas J.N., Tucker J.D., Bigbee W.L., Langlois R.G. Biodosimetry for a radiation worker using multiple assays // Health Phys. - 1992. - 62. - P. 122-130.

15. Lucas J.N., Poggensee M., Straume T. The persistence of chromosome translocations in a radiation worker accidentally exposed to tritium // Cytogenet. Cell Genet. - 1992. - 60. - P. 255-256.

16. Straume T., Lucas J.N. Validation studies for monitoring of workers using molecular cytogenetics // Biomarkers in Occupational Health: Progress and Perspectives (M. L. Mendelsohn, J.P. Peeters, and M.J. Normandy, Eds.). - Joseph Henry Press, Washington DC, 1995. - P. 174-193.

17. Ищенко С.С., Брик А.Б. Проблемы и перспективы ЕПР-дозиметрии // Всесоюз. конф. "Радиобиологические последствия аварии на ЧАЭС": Тез. докл. (30 октября - 1 ноября 1991, Минск). - Минск, 1991. - С. 40.

18. Nakamura N., Miyazawa C., Sawada S., Akiyama M., Awa A.A. A close correlation between electron spin resonance (ESR) dosimetry from tooth enamel and cytogenetic dosimetry from lymphocytes of Hiroshima atomic-bomb survivors // Int. J. Radiat. Biol. - 1998. - Vol. 73, № 6. - P. 619-627.

19. Ilyinskikh N.N., Ilyinskikh I.N., Shakirov N.N., Smirnov B.V., Ilyinskikh E.N. Chromosome aberrations in the radiation-exposed residents around Mayak Nuclear Facility in the Chelyabinsk region, Russia // Environ. Toxicol. - 1999. - VL 14, IS 4. - P. 414-423.

20. Tatsumi M.J., Okajima S. ESR dosimetry for atomic bomb survivors and radiologic technologists // Nucl. Instr. Meth. - 1985. - A 257. - P. 417-422.

21. Hasegawa A., Takeshita K., Hiroshima U. ESR dosimetry of bones for atomic bomb survivors from Hiroshima // Bull.Amer.Phys.Soc. - 1973. - April. - P. 573.

22. Ikea M., Miki I., Kai A., Hoski M. ESR-dosimetry of A-bomb radiation using tooth enamel and granite rocks // Radiat. Prot. Dos. - 1986. - V. 17, № 1-4. - P. 181-184.

23. Ikeya M., Ischii H. Atomic bomb and accident dosimetry with ESR: natural rocks and human tooth in vivo spectrometer // Appl.Radiat. Isot. - 1989. - 40, № 10-12. - P. 1021-1027.

24. Kanenopouleu V., Barthe I., Hickman C., Portal G. Accidental gamma-irradiation dosimetry using clothing// Radiat. Prot. Dosim. - 1986. - 17, № 1-4. - P.185-188.

25. Barthe I., Kanenopoulou V., Cattaire B., Portal G. Dose evaluation from textile fibers: a post-determination of initial ESR signal // Appl. Radiat. Isot. - 1989. - 40, № 10-12. - P. 1029-1034.

26. Ishii H., Ikeya M. An electron spin resonance system for in vivo human tooth dosimetry // *Jpn. J. Appl. Phys.* - 1990. - 29. - P. 871-875.
27. Ikeya M., Miki T. ESR dating and preservation of papers // *Naturwissenschaften.* - 1985. - 72. - P. 32-33.
28. Regulla D.F., Deffser U. Dose estimation by ESR spectroscopy at a fatal radiation accident // *Appl. Radiat. Isot.* - 1989. - 40, № 10-12. - P. 1034-1043.
29. Kai A., Ikeya M., Miki T. ESR accident dosimetry using medicine tablets coated with sugar // *Radiat. Prot. Dosim.* - 1990. - 34, № 1-4. - P. 307-310.
30. Nakajama T., Ohtsuki T. Dosimetry for radiation emergencies: radiation-induced free radicals in sugar of various countries and the effect of pulverizing on the ESR signal // *Appl. Radiat. Isot.* - 1990. - 41, № 4. - P. 359-365.
31. Nakajama T. Sugar as an emergency populace dosimeter for radiation accidents // *Health Phys.* - 1988. - 55, № 6. - P. 951-955.
32. Haskell E.I. Retrospective accident dosimetry using environmental materials // 10-th Intern. Conf. Solid State Dosim. (Washington, D. C., July 13-17, 1992). - Washington, 1992. - P. 30.

147

33. Hutt G., Bnodske L., Stoneham D. et al. Accident dosimetry using environmental materials collected from regions downwind of Chernobyl // 10-th Intern. Conf. Solid State Dosim. (Washington, D. C., July 13 - 17, 1992). - Washington, 1992. - P. 31.
34. Haskell E.H., Hayes R.B., Kennew G.H. Improved accuracy of EPR dosimetry using a constant rotation goniometer // *Radiat. Meas.* - 1997. - 27. - P. 325-329.
35. Pass B., Baranov A.E., Kleshchenko E.D., Aldrich J.E., Scallion P.L., Gale R.P. Collective biodosimetry as a dosimetric "gold standard": A study of three radiation accidents // *Health Phys.* - 1997. - 72. - P. 390-396.
36. Hara H., Ikeya M. Frequency-super ESR spectrometer for dosimetry and dating // *Appl. Radiat. Isot.* - 1989. - 40, № 10-12. - P. 841-845.
37. Delafic H.J. Nuclear accident dosimetry // *Radiat. Prot. Dosim.* - 1985. - 10, № 1-4. - P. 237-249.
38. Ikeya M., Furusawa M. A portable spectrometer for ESR microscopy, dosimetry and dating // *Appl. Radiat. Isot.* - 1989. - 40. - P. 845-850.
39. Ikeya U., Miki T. A new dating method with a digital ESR // *Naturwissenschaften.* - 1980. - 67. - P. 191-192.
40. Ikeya M., Nakajama J., Okahjima J. ESR dosimetry for atomic bomb survivors using shell buttons and tooth enamel // *Jpn. J. Appl. Phys.* - 1984. - 23. - P. 699-701.
41. Romanyukha A.A., Regulla D., Vasilenko E., Wieser A. South Ural nuclear workers: comparison of individual doses from retrospective EPR dosimetry personal monitoring // *Appl. Radiat. Isot.* - 1994. - Vol 46, № 12. - P. 1195-1199.
42. Romanyukha A.A., Regulla D., Wieser A., Vasilenko E. Verification of individual occupational doses of Russian nuclear workers by ESR dosimetry of tooth enamel // *Appl. Radiat. Isot.* - 1996. - Vol.47, № 11-12. - P. 1277-1280.
43. Ishii H., Ikeya M., Okano S. ESR dosimetry of teeth of residents close to the Chernobyl reactor accident // *J. Nucl. Sci. Tech.* - 1990. - 27. - P. 1153-1155.
44. Мазурик В.К. Методы биологической индикации эффектов хронического воздействия ионизирующей радиации в малых дозах // I Всесоюз. симп. "Молекулярно-клеточные механизмы хронического действия ионизирующих излучений на биологические системы" (Пушине, 3-6 декабря 1990). - Пушино, 1990. - С. 25-26.
45. Yang X.N., McKewer W.S. Point defects and the pre-dose effect in quartz // *Radiat. Prot. Dosim.* - 1990. - 33, № 1-4. - P. 27-30.
46. Boas J.F., Dasby R.J., Young J.G. Electron spin resonance of defect centres in CaSO₄: Dy // *Radiat. Prot. Dosim.* - 1986. - 17, № 11-4. - P. 465-468.
47. Амирбеков Т.Р. Изучение парамагнитных свойств облученных волос // Всесоюз. симп. "Механизмы действия ИИ на структуры и функции белков": Тез. докл. (Львов, 25-27 ноября 1986). - Пушино, 1986. - С. 2).
48. Nakajama T. The use of organic substances as emergency dosimeters // *Appl. Radiat. Isot.* - 1982. - 33. - P. 1077-1084.
49. Nakajama T. External dose to a Japanese tourist the Chernobyl reactor accident // *Health Phys.* - 1987. - 54. - P. 405-407.
50. Miki T., Yakagi T., Ikeya M. Dendrological ESR dating // *ESR Dating and Dosimetry.* - Tokyo: IONICS, 1985. - P. 397-405.
51. Свистуненко Д.А. Определение дозы облучения детей, подвергшихся воздействию ионизирующей радиации в результате Чернобыльской аварии, по выходу радиационно-индуцированных свободных радикалов // Радиобиологический съезд (Киев, 20-25 сент. 1993). - Пушино, 1993. - С. 40.
52. Hayes R.B., Haskell E.K., Kenner G.H. A mathematical approach to optimal selection of dose values in the additive dose method of EPR dosimetry // *Radiat. Meas.* - 1997. - 27. - P. 315-323.
53. Ikeya M. Dating a stalactite by EPR // *Nature.* - 1975. - 255. - P. 48-50.
54. Ikeya M. New Applications of Electron Spin Resonance: Dating, Dosimetry and Microscopy. - New Jersey: World Scientific, 1993. - 500 p.
55. Юдин И.В., Малинин Е.А., Филанин Г.А., Панасюк С.Л. Люминесцентная дозиметрия и радиолиз кристаллических углеводов // Всесоюз. совещание по микродозиметрии "Микродозиметрия и ее применение в радиобиологии" (Усть-Нарва, 1986). - М., 1988. - С. 248-252.

56. Azorin J., Guetievrez A., Munor E., Gleason R. Correlation of ESR with some sugars // *Appl. Radiat. Isot.* - 1989. - 40, № 10-12. - P. 865-870.

57. Oommen T.K., Nambi K.S.V., Sengupta S., Rao T.K.G., Rankumar M. Lactose and "Tris" lyoluminescence dosimetry systems and ESR correlation studies // *Appl. Radiat. Isot.* - 1989. - 40, № 10-12. - P. 879-883.

148

58. Brustolon M., Zoleo A., Lund A. Spin concentration in a possible ESR dosimeter: An electron spin echo study on X-irradiated ammonium tartrate // *J. Magn. Reson.* - 1999. - Vol. 137, # 2. - P. 389-396.

59. Kai A., Miki T. Electron spin resonance of sulfite radicals in irradiated calcite and aragonite // *Radiat. Phys. Chem.* - 1992. - 40. - P. 469-476.

60. Lea J.S., Dodd N.J.F., Swallow A.J. Stable free radicals in calcified tissue as a test for irradiation of certain foods // *Int. J. Radiat. Biol.* - 1989. - 55, № 5. - P. 630-637.

61. Dziedzic-Goclamka A., Ostrowski K., Grzesik W., Stachowicz W., Michalik J. Use of ESR spectrometry to evaluate the rebuilding process of radiation-sterilized bone grafts // *Int. J. Radiat. Biol.* - 1989. - 55, № 5. - P. 637-642.

62. Generalova T., Gromov M. Application of some polycrystalline hydrocarbons (alanine and sugars) for high-dose measurement by ESR spectrometry // *Appl. Radiat. Isot.* - 1993. - Vol. 44, № 4. - P. 791-793.

63. Schneider C. C.J. Alanine ESR dosimetry: assessment of dose evaluation // *Int. J. Radiat. Biol.* - 1990. - Vol. 58, № 5. - P. 456-469.

64. Gons U. Application of an alanine dosimetry system for industrial irradiation and radiation protection // *Appl. Radiat. Isot.* - 1996. - Vol. 47, № 11-12. - P. 1169-1170.

65. Onori S., d'Errico F., De Angelis C., Egger E., Fattibene P., Janovsky I. Alanine dosimetry of proton therapy beams // *Med. Phys.* - 1997. - Vol. 24, № 3. - P. 447-453.

66. Ciestelski B., Stuglik Z., Wielopolski L., Zvara I. The effect of high-linear energy transfer ions on the electron paramagnetic resonance signal induced in alanine // *Radiat. Res.* - 1998. - Vol. 150, № 4. - P. 469-474.

67. Ikeya M., Golson J. ESR dating of phytoliths // *ESR Dating and Dosimetry.* - Tokyo: IONICS, 1985. - P. 281-285.

68. Pass B., Aldrich J.E. Dental enamel as an in vivo dosimeter // *Med. Phys.* - 1985. - 12. - P. 305-307.

69. Cevc G., Cevc P., Ichaka V., Scaleric V. The carrier resistance of human teeth is determined by the spatial arrangement of hydroapatite microcrystals in the enamel // *Nature.* - 1980. - 286. - P. 425-426.

70. Doi Y., Aoba T., Okazaki M., Takahashi J., Moriwaki Y. C enriched carbonate apatites studied by ESR: comparison with human tooth apatites // *Calcif. Tis. Int.* - 1981. - 33. - P. 81-82.

71. Kenner G.H., Haskell E.H., Hayes R.B., Baig A., Higuchi W.I. EPR properties of synthetic apatites, deorganified dentine, and enamel // *Calcif. Tissue Int.* - 1998. - Vol. 62, № 5. - P. 443-446.

72. Rodas J.E., Panzeri H., Mascarenhas S. EPR dosimetry of irradiated human teeth // *ESR Dating and Dosimetry.* - Tokyo: IONICS, 1985. - P. 391-396.

73. Desrosiers M.Z. EPR radiation accident dosimetry // 10-th Intern. Conf. Solid State Dosim (Washington, D. C., July 13-17, 1992). - Washington, 1992. - P. 58.

74. Кириллов В.И. Эмаль молочных зубов может использоваться для индивидуальной ЕПР-дозиметрии // *Радиобиология.* - 1991. - Т. 31. - Вып. 5. - С. 560-567.

75. Montgomery D.C. and Peck E.A. Introduction to Linear Regression Analysis. - New York: John Wiley & sons Pub. Co., 1992. - 180 p.

76. Sholom S.V., Haskell E.H., Hayes R.B., Chumak V.V., Kenner C.H. Properties of light induced signals in enamel and their possible interference with gamma-induced signals // *Radiat. Meas.* - 1998. - 29. - P. 113-118.

77. Nakamura N., Miyazawa C. Alkaline denaturation of dentin - A simple way to isolate human tooth enamel for electron spin resonance dosimetry // *J. Radiat. Res.* - Vol. 38, № 3. - P. 173-177.

78. Sholom S.V., Haskell E.H., Hayes R.B., Chumak V.V., Kenner G.H. Influence of crushing and additive irradiation procedures on EPR of tooth enamel // *Radiat. Meas.* - 29. - P. 105-111.

79. Haskell E., Kenner G., Hayes R., Sholom S., Chumak V. An EPR intercomparison using teeth irradiated prior to crushing // *Radiat. Meas.* - 27. - P. 419-424.

80. Romanyukha A.A., Degteva M.O., Kozheurov V.P., Wieser A., Jacob P., Ignatiev E.A., Vorobiova M.I. Pilot study of the Urals population by tooth electron paramagnetic resonance dosimetry // *Radiat. Environ. Biophys.* - 1996. - Vol. 35, № 4. - P. 305-310.

81. Singer L.S. Synthetic ruby as a secondary standard for measurements of intensities in ESR // *J. Appl. Phys.* - 1959. - 30. - P. 1463-1464.

82. Aldrich J.E., Pass B. Determination of the radiation exposure from nuclear accidents and atomic bomb using dental enamel // *Health Phys.* - 1988. - Vol. 54, № 4. - P. 469-471.

83. Farkas J., Sharif M.M., Kosez A. Detection of some irradiated spices on the basis of radiation induced damage of starch // *Radiat. Phys. Chem.* - 1990. - 36. - P. 621-627.

149

84. Raffi J.J., Agsel P.L., Buscarlet L., Martin C.C. ESR identification of irradiated strawberry // *J. Chem. Soc. Faraday Trans.* - 1988. - 84. - P. 3359-3362.

85. de Jesus E.F.O., Rossi A.M., Lopes R.T. An ESR study on identification of gamma-irradiated kiwi, papaya and tomato using fruit pulp // *Int. J. Food Sci. Technol.* - 1999. - Vol. 34, № 2. - P. 173-178.

86. Desrosiers M.F. Current status of the EPR method to detect irradiation food // *Appl. Radiat. Isot.* - 1996. - Vol. 47, № 11-12. - P. 1621-1628.

87. Соколова Е. Т. Спектры ЕПР-целлюлозы стебля ячменя Винер в разных условиях роста // ДАН БССР. - 1972. - Т. 16. - № 11. - С. 1040-1043.
88. Криничний В.И. Исследование микрокристаллической целлюлозы методом ЕПР 3-см и 2-мм диапазонов // Биофизика. - 1991. - Вып. 3. - С. 120-125.
89. Felby C., Nielsen B.A., Olesen P.C., Skibsted L.H. Identification and quantification of radical reaction intermediates by electron spin resonance spectrometry of laccase-catalyzed oxidation of wood fibers from beech (*Fagus sylvatica*) // Appl. Microbiol. Biotechnol. - 1997. - Vol. 48, № 4. - P. 459-464.
90. Екабсоне М.Я., Крейцберг З.Н., Сергеева В.Н. Исследование энзиматически разрушенной древесины. IX. Радикалы, возникающие при энзиматическом разрушении древесины // Химия и использование лигнина: Сб. ст. - Рига, 1974. - С. 28-30.
91. Сержант И.А., Есиркенов Е.Е., Гродзинский Д.М. Смола и кора сосны обыкновенной (*Pinus silvestris*) как возможные объекты для ретроспективной дозиметрии // Доп. НАН України. - № 7. - С. 132-134.
92. Serzhant I., Yesirkenov Eu., Grodzinsky D. Resin and bark of pine (*Pinus silvestris*) as new object for retrospective dosimetry by the EPR method // Appl. Radiat. Isot. - 1996. - Vol. 47, № 11-12. - P. 1169-1170.
93. Haskell E., Kenner C., Hayes R., Chumak V., Sholom S. EPR dosimetry of teeth in past and future accidents: A prospective look at a retrospective method // Effects of Low-Level Radiation for Residents Near Semipalatinsk Nuclear Test Site. Proceedings of the Second Hiroshima International Symposium. Hoshi, M; Takada, J; Kim, R; Nitta, Y. (Ed.). Research Institute for Radiation Biology and Medicine, Hiroshima University (Pub.). - Japan, Hiroshima, 1996. - P. 261-274.

Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України

УДК 504.064:574.4

Н.Є. Шатрова, М.І. Проскура, В.В. Тришин

Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів аварійного походження у білих грибах в період з 1986 по 1999 рр. на території зони відчуження та "південного сліду"

Наведено дані акумуляції радіонуклідів аварійного походження в період з 1986 по 1999рр. білили грибами на території 30-кілометрової зони ЧАЕС та "південного сліду". У 1986 р. у пробах білих грибів були присутні майже всі гамма-випромінюючі радіонукліди "чорнобильського" спектру; у 1999 р. - тільки два радіоізотопи цезію (^{137}Cs та ^{134}Cs). Максимальна кількість ^{137}Cs відмічена у 1996-1997рр. Вміст ^{137}Cs в різних частинах плодових тіл грибів неоднаковий: у гіменофорі кількість цього радіонукліду вища приблизно вдвічі, порівнюючи з ніжками та шапинками. Не виявлено помітної різниці в кількості акумульованого радіоцезію старими та молодими плодовими тілами.

Метою досліджень, проведених Інститутом ядерних досліджень в період з 1986 по 1999 рр., було вивчення накопичення гамма-випромінюючих радіонуклідів білими грибами (*Boletus edulis* Bull.: Fr.) на території 30-км зони відчуження та "південного сліду" після аварії на ЧАЕС.

© Н.Є. Шатрова, М.І. Проскура, В.В. Тришин

150

Під час масових випробувань ядерної зброї на території Українського Полісся вміст "глобального" ^{137}Cs у білих грибах був досить високим й дорівнював $n \cdot 10^2$ Бк/кг сирої ваги [1, 2]. Дослідження, проведені на території Західної Європи у цей же час, показали, що білі гриби можуть бути охарактеризовані як вид-концентратор цього радіонукліду [3].

Велика кількість досліджень, проведених після аварії на ЧАЕС, навпаки, дала змогу віднести білі гриби до видів, в яких кількість акумульованих аварійних радіонуклідів є однією з найменших серед інших їстівних грибів [4-7]. Автори [8] вказують, що на території 30-км зони відчуження вміст ^{137}Cs у білих грибах з 1987 по 1994 рр. у середньому дорівнював $9 \cdot 10^2$ Бк/кг сухої ваги. В роботі [9] вказується, що макроміцети цього виду накопичують $n \cdot 10^2$ Бк/кг на території Західної Європи.

Білі гриби характеризуються досить невисокими коефіцієнтами переходу (КП) ^{137}Cs з ґрунту у плодове тіло. В роботі [10] величина КП цього радіонукліду в середньому по території України, Білорусі, Росії та Норвегії вказується у межах $2,73 \cdot 10^{-3}$ - $9,98 \cdot 10^0$ м²кг⁻¹. КП для цього виду в період з 1987 по 1997 рр. в Брянській та Орловських областях (Росія) коливався в межах $(0,45 \pm 0,19) \cdot 10^{-3}$ м²кг⁻¹ [11]. Коефіцієнти переходу для білих грибів виявляються одними з найменших для грибів-симбіотрофів.

До 1999 р. до 90% гамма-випромінюючих радіонуклідів "чорнобильського" викиду перебувають в шарі ґрунту 0-5 см. За даними [12, 13], головна частина міцелію білих грибів

знаходиться в ґрунті глибше 10 см. Вважається, що невисокі рівні накопичення ^{137}Cs білими грибами пов'язані саме з цим чинником.

Автори [14] припускають, що у міру заглиблення ^{137}Cs у мінеральні шари ґрунту вміст його у білих грибах може зростати, і через деякий час цей вид буде акумулювати більше радіоцезію, ніж інші макроміцети.

Матеріали та методи

Дослідження проводилися на території 30-км зони в районі КПП "Дитятки", Вишгородському районі Київської області - с. Толокунь (тільки у 1986 р.) та на лівому березі р. Дніпро в районі с. Стайки - "південний слід". Тип лісорослинних умов на полігонах - А₁ (бір сухий зеленомоховий). Тип ґрунту однаковий - дерново-слабопідзолистий піщаний.

Відбір зразків білих грибів проводився в осінній період, за виключенням 1986 р., в якому гриби відбиралися щомісячно, починаючи з червня. Плодові тіла цілком відділялися від ґрунту. Окремо відбиралися непошкоджені плодові тіла різного віку. Одразу після відбору плодові тіла відчищали від помітних оком забруднень та кожен пробу окремо поміщали у поліетиленові пакети. Кожна проба складалася з 2-7 екземплярів грибів. В лабораторних умовах зразки старанно очищали, гомогенізували. При дослідженні вмісту ^{137}Cs в різних частинах плодових тіл окремо відділялись ніжки, шапинки та гіменофор. Активність радіонуклідів визначали за допомогою гамма-спектрометра NOKIA LP 4900 В на германій-літєвих детекторах ДГДК-100, -105 та -109 з роздільною здатністю по ^{60}Co (лінія 1333 кеВ) не більше ніж 3 кеВ. Час виміру становив від 30 хвилин до 6 годин залежно від активності проби. Вміст радіонуклідів в зразках перераховувався на суху вагу.

151

Основні отримані результати

Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів в білих грибах у 1986 р. В червні 1986 р. в пробах білого гриба, відібраних біля с. Толокунь, були присутні гамма-випромінюючі радіонукліди: ^{137}Cs - 260 ± 80 , ^{131}I - 766 ± 386 та пара ^{140}Ba - ^{140}La - 1526 ± 246 Бк/кг. В наступні місяці радіоактивного йоду, барію та лантану зафіксовано не було, що пов'язано з досить коротким часом напіврозпаду цих ізотопів. Той факт, що у червні в білих грибах був відсутнім ^{134}Cs , може свідчити на користь того, що зафіксований на той час у пробах ^{137}Cs має не аварійне, але "глобальне" походження.

Починаючи з липня, в пробах білого гриба на цій точці з'являються радіоактивний цирконій, ніобій, рутеній та другий радіоізотоп цезію - ^{134}Cs (табл. 1).

Табл. 1. Вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів аварійного походження в пробах білого гриба в 1986 р. в районі с. Толокунь (Бк/кг сухої ваги, усереднені дані)

Місяць	^{134}Cs	^{106}Ru	^{103}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb
липень	293 ± 54	*	286 ± 54	226 ± 77	266 ± 61
серпень	300 ± 82	245 ± 91	-	113 ± 58	153 ± 82
вересень	1240 ± 305	-	-	-	-

* нижче фону

В період з липня по серпень 1986 р. кількість радіоактивних ізотопів рутенію, цирконію та ніобію зменшується, а з вересня не фіксується зовсім.

Водночас зростає рівень накопичення двох радіонуклідів: ^{137}Cs (рис. 1) та ^{134}Cs , що свідчить про поступове проникнення цих ізотопів з поверхні у більш глибокі шари ґрунту (>10 см), де перебуває основна частина міцелію білих грибів [12, 13].

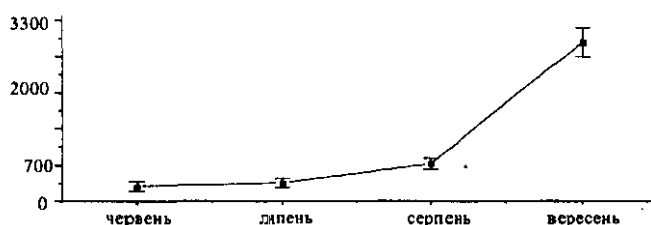


Рис. 1. Вміст ^{137}Cs у білих грибах в районі с. Толокунь (Київська обл.) у 1986 р. (Бк/кг сухої ваги, усереднені дані)

На території 30-км зони у липні білі гриби були відібрані в двох точках: районі с. Дитятки та на відстані близько 10 км на південь від станції (в районі Лелівського лісництва). В пробах у цей час на відміну від грибів, зібраних біля с. Толокунь (Київська обл.), ^{134}Cs був ще відсутній. Це може свідчити про те, що на території, де забруднення було наслідком випадіння паливної компоненти, у липні ізотопи цезію аварійного походження ще не проникли до глибини більшої ніж 10 см. Тому ^{137}Cs , який було зафіксовано в грибах у липні 1986 р., очевидно, мав "глобальне" походження.

152

Вміст ^{137}Cs , ^{103}Ru , ^{95}Nb у липні 1986 р. на території 30-км зони відчуження наведено у табл. 2. Наявність у грибах радіоактивного рутенію та ніобію може бути наслідком двох причин:

- швидкість їх виходу з паливних часток та швидкість вертикальної міграції більше, ніж у цезію;
- ізотопи значно краще засвоюються через покривні тканини плодових тіл грибів (некореневий шлях забруднення).

Наявність інших гамма-випромінюючих радіонуклідів не було встановлено.

Таблиця 2. Вміст ^{137}Cs у липні 1986 р. у білих грибах на території 30-км зони ЧАЕС (Бк/кг сухої ваги)

Ізотоп	Район КПП "Дитятки"	10 км на північ від м. Чорнобиль
^{137}Cs	240±42	273±29
^{103}Ru	146±75	80±39
^{95}Nb	233±97	60±38

На рис. 2 вміст ^{137}Cs у білих грибах у районі с. Дитятки показано в динаміці по місяцях. За період з липня по вересень 1986 р. концентрації ^{137}Cs зростають більш ніж у 15 разів. Це пов'язано з поступовим збільшенням вмісту цього радіонукліду у глибоких (>10 см) шарах ґрунту.

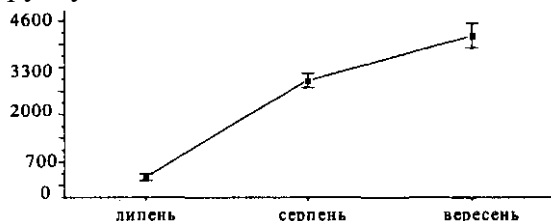


Рис. 2. Вміст ^{137}Cs у плодових тілах білого гриба на території 30-км зони ЧАЕС (район КПП "Дитятки") у 1986 р. (Бк/кг сухої ваги, усереднені дані)

Таблиця 3. Вміст радіонуклідів аварійного походження в білому грибі на території 30-км зони (район КПП "Дитятки") в 1986 р. (Бк/кг, усереднені дані)

Місяць	^{134}Cs	^{144}Ce	^{141}Ce	^{106}Ru	^{103}Ru	^{95}Nb	^{95}Zr
Липень	*	-	367±99	-	146±58	233±104	-
Серпень	1406±215	2920±731	346±48	1326±327	540±74	2527±486	2067±782
Вересень	1867±237	-	-	-	87±12	213±119	333±53

* нижче фону

Дані про забруднення плодових тіл білого гриба іншими радіонуклідами аварійного походження в період з липня по вересень 1986 р. на території 30-км зони відчуження наведені в табл. 3. За один місяць (з серпня по вересень) було відмічено збільшення вмісту

^{134}Cs у грибах в 1,3 рази, причому, починаючи з серпня, співвідношення двох ізотопів цезію в пробах білих грибів відповідає співвідношенню в аварійному викиді.

153

Для інших гамма-випромінюючих радіонуклідів максимальні кількості було зафіксовано в серпні з подальшим зменшенням кількості у вересні. ^{144}Ce , ^{141}Ce , ^{106}Ru у вересні в білих грибах не знайдено.

На території "південного сліду" у вересні 1986 р. в білих грибах були присутні гамма-випромінюючі радіонукліди у кількості: ^{137}Cs - 820 ± 79 , ^{134}Cs - 356 ± 69 , ^{144}Ce - 206 ± 71 , ^{141}Ce - 204 ± 93 , ^{95}Nb - 178 ± 62 , ^{95}Zr - 139 ± 56 Бк/кг.

Динаміка вмісту гамма-випромінюючих радіонуклідів у білих грибах в період з 1987 по 1999 рр. На території 30-км зони (район КПП "Дитятки") у пробах білих грибів, відібраних у 1987 р., зафіксовано наявність гамма-випромінюючих радіонуклідів аварійного походження: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{144}Ce , ^{95}Nb та ^{110}Ag у кількості 3621 ± 254 , 1284 ± 217 , 797 ± 86 , 93 ± 11 , 55 ± 21 Бк/кг відповідно. Починаючи з 1988 р., радіоактивні ніобій та срібло більше не фіксуються.

^{144}Ce у 1988 р. був присутній в кількості 506 ± 126 Бк/кг, в 1989 р. - 262 ± 128 Бк/кг. Починаючи з 1990 р., радіоактивний ізотоп церію у пробах білих грибів більше не було зафіксовано.

Радіоізотоп цезію - ^{134}Cs - зустрічається у пробах до 1999 р. Вміст його в пробах білих грибів наведено у табл. 4. Зниження кількості цього радіонукліду у грибах збігається з його зменшенням в екосистемах в цілому завдяки процесу розпаду.

Таблиця 4. Вміст ^{134}Cs у білих грибах на території 30-км зони (район КПП "Дитятки") у період з 1987 по 1999 рр. (Бк/кг, усереднені дані)

1987	1989	1990	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1373 ± 289	3006 ± 451	1953 ± 276	1353 ± 214	3052 ± 970	1146 ± 387	713 ± 314	680 ± 253	493 ± 244	313 ± 176	240 ± 131

Динаміку вмісту довгоживучого радіоізоотопу цезію - ^{137}Cs - наведено на рис. 3. Максимальна кількість цього радіонукліду у білих грибах у зоні відчуження була відмічена у 1996 р. (37960 ± 6106 Бк/кг). З 1997 р. спостерігається досить повільне зниження вмісту ^{137}Cs у білих грибах (у 1999 р. його кількість становила 33733 ± 4647 Бк/кг).

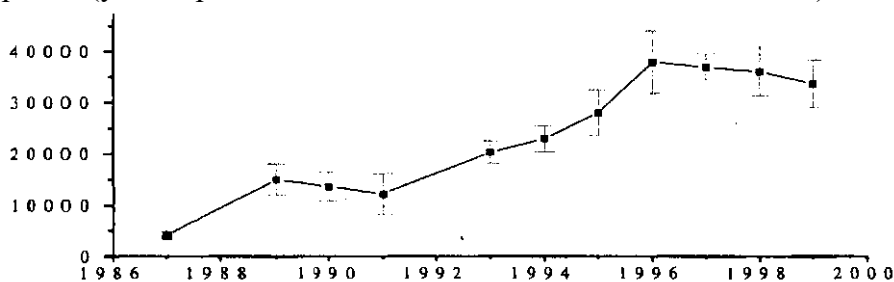


Рис. 3. Динаміка вмісту ^{137}Cs у білих грибах на території 30-км зони (район КПП "Дитятки") (Бк/кг сухої ваги, усереднені дані)

На території "південного сліду" в період з 1987 по 1999 рр. у білих грибах гамма-випромінюючих радіонуклідів аварійного походження не виявлено, окрім двох радіоізоотопів цезію - ^{137}Cs та ^{134}Cs . Усереднений вміст ^{134}Cs в динаміці наведено у табл. 5.

154

Таблиця 5. Вміст ^{134}Cs у білих грибах на території "південного сліду" в період з 1987 по 1999 рр. (Бк/кг, усереднені дані)

1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1995	1996	1997	1998	1999
204 ± 51	261 ± 45	286 ± 35	210 ± 21	86 ± 15	118 ± 19	102 ± 22	43 ± 10	28 ± 7	25 ± 7	19 ± 6	13 ± 4

Зменшення кількості короткоживучого радіонукліду цезію у білих грибах повністю збігається зі зменшенням його кількості в екосистемах завдяки процесу розпаду.

Починаючи з 1987 р., вміст ^{137}Cs у грибах на території "південного сліду" зростав. Максимальні його кількості були відмічені у 1997 р. З 1997 по 1999 рр. спостерігається незначне зменшення концентрації ^{137}Cs в пробах білих грибів (рис. 4).

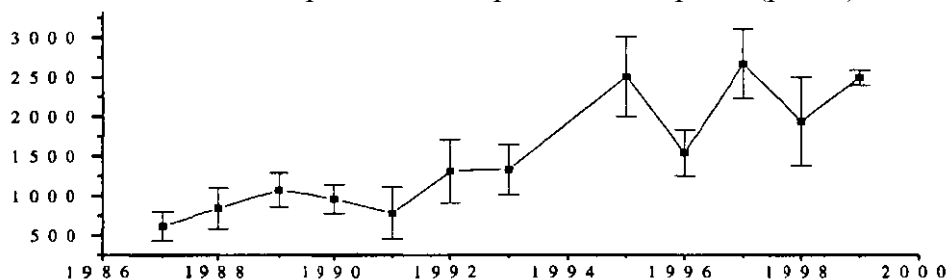


Рис. 4. Динаміка вмісту ^{137}Cs у білих грибах на території "південного сліду" (район с. Стайки), Бк/кг

Накопичення ^{137}Cs різними за віком плодовими тілами білих грибів. На території "південного сліду" та 30-км зони відчуження у період з 1996 по 1999 рр. були проведені виміри вмісту ^{137}Cs у грибах, різних за віком (старих та молодих екземплярах). З цією метою на кожній ділянці досліджень відбирались зразки молодих і старих плодових тіл.

На території зони відчуження не було виявлено залежності накопичення радіоцезію від віку плодового тіла (табл. 6). Коливання питомої активності цього радіонукліду були в межах похибки.

На території "південного сліду" для старих плодових тіл характерний підвищений вміст ^{137}Cs у порівнянні з молодими за весь період досліджень (табл. 6).

Таблиця 6. Вміст ^{137}Cs у різних за віком плодових тілах білих грибів (Бк/кг, усереднені дані)

Рік	Молоді екземпляри	Старі екземпляри
Територія 30-км зони відчуження (район КПП "Дитятки")		
1996	33586±4833	38846±5413
1997	42140±670	35866±5040
1998	35686±7566	37860±5640
Територія "південного сліду" (район с. Стайки)		
1996	1080±246	2660±493
1997	1646±366	3413±393
1998	926±186	2486±346
1999	1253±280	3026±213

155

Накопичення ^{137}Cs різними частинами плодових тіл білих грибів. На території 30-км зони дослідження проводились у 1996 та 1998 рр. Дані щодо цього дослідження наведені у табл. 7. Забруднення гіменофору білих грибів на цій ділянці майже у 2 рази вище, ніж в інших частинах плодових тіл. Вміст цезію у ніжках трохи вищий (у межах похибки), ніж у шапинках без гіменофору.

Таблиця 7. Вміст ^{137}Cs в різних частинах плодових тіл білих грибів (Бк/кг, усереднені дані)

Рік	Гіменофор	Ніжка	Шапинка
Територія 30-км зони відчуження			
1996	57113±3586	32793±5326	28806±4127
1998	49053±2933	30020±4740	26567±4673
Територія "південного сліду"			

1996	480±90	300±40	160±30
1997	560±80	280±50	240±100
1998	700±100	300±60	200±60
1999	625±80	360±80	270±50

На території "південного сліду" спостерігається така ж сама закономірність - вміст цезію у гіменофорі приблизно в два рази вищий, ніж в інших частинах плодових тіл. Як і на території зони відчуження, кількість цього радіонукліду у віжках білого гриба вища, ніж у шапинках (табл. 7).

Висновки

В результаті проведених досліджень встановлено, що у 1986 р. у білих грибах на території досліджень були присутні майже всі гамма-випромінюючі радіонукліди аварійного походження. Не встановлено наявності радіоізотопів рутенію в грибах на території "південного сліду". Відсутність у білих грибах в перші місяці після аварії ^{134}Cs може вказувати на те, що цезій аварійного походження в біологічно доступній формі на глибину ґрунту понад 10 см у той час ще не проник. ^{137}Cs , який фіксувався в спектрах у червні та липні 1986 р., мав "глобальне" походження.

Зниження концентрації радіонуклідів у білих грибах залежало тільки від процесів розпаду.

Починаючи з 1990 року, на території досліджень 30-км зони та з 1987 р. на "південному сліді" у пробах серед аварійних гамма-випромінюючих радіонуклідів присутні тільки два ізотопи цезію - ^{137}Cs та ^{134}Cs . Співвідношення цих ізоотопів у плодових тілах білих ірибів повністю збігається з їх співвідношенням у викиді з урахуванням періодів розпаду.

Максимальні кількості ^{137}Cs у грибах на точках відбору зразків як на території 30-км зони, та і на "південному сліді" були відмічені у 1996-1997 рр. З того часу спостерігається повільне зменшення кількості цього радіонукліду.

Незалежно від місця відбору зразків вміст радіоцезію в гіменофорі білих грибів у кілька разів вищий, ніж в інших частинах плодових тіл.

На території "південного сліду" старі плодові тіла накопичують ^{137}Cs в більших кількостях, ніж молоді. На території 30-км зони такої залежності не виявлено.

156

1. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжников В.А. и др. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека. - М.: Атомиздат, 1980. - С. 54-58.

2. Мухин И.Е., Моисеев А.Л., Наговицина Л.И., Черныш Е.Л. Миграция глобальных цезия-137 и стронция-90 по пищевым цепочкам населения отдельных районов Украинского Полесья. - М., 1973. - С. 12, 16.

3. Guillitte O., Fraiture A., Lambinon J. Soil-fungi radiocesium transfers in forest ecosystem // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. - London-N.York, 1990. - P. 468-476.

4. Вассер С.П., Гродзинська Г.Л., Люгин В.О. Вміст цезію-134 і цезію-137 у вищих Basidiomycetes Українського Полісся // Укр. ботан. журн. - 1991. - Т. 48. - № 5. - С. 14-18.

5. Tsvetnova O.B., Shcheglov A.I. Cs-137 content in mushrooms of radioactive contaminated zones of the European part of the CIS // Sci. Total Envir. - 1994. - № 155. - P. 24-29.

6. Heinrich G. Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms // Journ. of envir. radioact. - 1993. - V. 18. - № 3. - P. 229-245.

7. Kirchner G., Daillant O. Accumulation of ^{210}Pb , ^{226}Ra and radioactive cesium by fungi // Sci. Total Envir. - 1998. - № 222. - P. 63-70.

8. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Аккумуляция ^{137}Cs высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // Вест. Моск. ун-та. - 1996. - Сер. 17: Почвоведение. - № 4. - С. 59-69.

9. Amundsen I., Gulden G., Strand P. Accumulation and long term behaviour of radiocaesium in Norwegian fungi // Sci. Total Envir. - 1996. - № 184. - P. 163-171.

10. Beresford N., Vaigt G., Semiochkina N. et al. Reducing the consumption of ^{137}Cs via forest fungi-provision of "self-help" advice // I. Linkov and W.R. Schell (eds.), Contaminated Forest. Netherlands. - 1999. - P. 359-368.

11. Bruk G., Shutov V., Travnikova I. et al. The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident // I. Linkov and W.R. Schell (eds.), Contaminated Forest. Netherlands. - 1999. - P. 343-352.

12. Guillitte O., Fraiture A., Lambinon J. Soil-fungi Radiocaesium Transfers in Forest Ecosystems // Transfer of Radionuclides in Natural Environments. - 1990. - P. 468-476.

13. Schell W.R., Linkov I., Belinkaia E. et al. Application of a Dynamic Model for Evaluating Radionuclide Concentration in Fungi // IRPA9. 1996 International Congress on Radiation Protection. April 14-19, 1996. Vienna, Austria. Proceedings / Volume 2. - P. 2-754.

14. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции цезия-137 в лесных экосистемах // Междунар. науч. конф. "Чернобыль-94": Сб. докл. - Т. 1: IV междунар. науч. техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". - Минчернобыль Украины, 1994. - С. 460-471.

Центр екологічних проблем атомної енергетики України Наукового Центру "Інститут ядерних досліджень" НАН України

157

УДК 551.510:001.57:31

К.І. Жебровська

Експериментальні роботи щодо репрезентативності пробовідбору ґрунту

З метою вдосконалення методик, що застосовуються, підвищення достовірності отримуваних результатів, їх інформативності та економічної ефективності при радіоекологічному моніторингу та картуванні щільності радіонуклідного забруднення територій виконувались дослідно-методичні роботи на базі Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології. Вибір експериментальних ділянок був обумовлений різноплановими характеристиками території радіонуклідного забруднення. При математичній обробці отриманих результатів з метою виявлення статистично значущих факторів використовувались загальноприйняті методи дисперсійного і регресивного аналізу. Розроблено методологію проведення експериментальних робіт з пробовідбору ґрунту на паливних та конденсаційних слідах радіоактивних випадіння для вивчення статистичних характеристик щільності радіоактивного забруднення ґрунту та оптимізації пробовідбору.

Вступ

Ландшафтно-екологічний підхід до обґрунтування та організації радіоекологічного моніторингу має за основу концепцію геосистемної організації території та геоекологічну концепцію [1]. Завдання системи радіоекологічного моніторингу полягає в отриманні інформації про радіоактивне забруднення природно-антропогенних систем "ПС-П-Н" (природні системи - природокористування - населення) [1], відхилення параметрів станів в цих геосистемах від прийнятих стандартів та прогнозування їх змін з оцінкою можливих наслідків. Основне завдання щодо створення та функціонування мережі радіоекологічного моніторингу полягає у забезпеченні репрезентативного відбору проб для спостереження за змінами параметрів стану геосистем. Безпосередні спостереження і вимірювання, проведені *in situ*, або аналіз і вимірювання відібраних проб (зразків) є основою будь-якого виду моніторингу, у тому числі і радіоекологічного. Оптимізація процесу пробовідбору для одержання необхідних параметрів забруднення об'єктів навколишнього середовища з заданою точністю при мінімальних витратах є актуальною з огляду на значну трудомісткість робіт з пробовідбору. Спостереження і контроль за радіоактивним забрудненням об'єктів навколишнього середовища, продукції сільськогосподарського виробництва, продуктів харчування здійснюється підприємствами, організаціями, установами різної форми власності та підпорядкування. При узагальненні інформації і прийнятті рішень виникають питання про порівняння тих чи інших спостережень та репрезентативність отриманих результатів.

У перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС для оцінки радіоактивного забруднення земель різними організаціями застосовувались різні методи пробовідбору ґрунту з використанням різних пробовідбірних інструментів. Це призводило до значних розбіжностей в оцінці вимірюваних величин, а далі - до помилок у прогнозуванні та неадекватного прийняття рішень. Для розв'язання проблеми було прийняте спеціальне рішення Міжвідомчої комісії та розроблена відповідна інструкція про єдину методику щодо пробовідбору ґрунту при радіаційному обстеженні забруднення місцевості [2]. У наступні роки для проведення радіоекологічного моніторингу розроблялись методичні рекомендації,

© К.І. Жебровська

158

у яких щільність мережі площинного літохімічного опробування ставилась у залежність від масштабу досліджень [3, 4], як це традиційно прийнято при геологічних дослідженнях. З метою вдосконалення методик, що застосовуються, підвищення достовірності отримуваних результатів, їх інформативності, зниження трудозатрат та вартості робіт при радіоекологічному моніторингу та картуванні щільності радіонуклідного забруднення територій необхідне проведення дослідно-методичних робіт. Такі роботи виконувались на базі Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології. Насамперед виконувались дослідно-методичні роботи, мета яких - забезпечення репрезентативності пробовідбору ґрунту, що досягається обґрунтованим вибором ділянок, глибини та розмірів мережі пробовідбору. Планування дослідно-методичних робіт відбувалось на основі результатів ландшафтно-геохімічного вивчення району. Особливого значення серед складових геосистеми надавалося ґрунтам, оскільки вони формуються в результаті певного гідрологічного та кліматичного режиму, орографічних особливостей та фізико-хімічних властивостей підстилаючих гірських порід. Були розглянуті наступні питання:

- визначення впливу різних факторів на достовірність оцінки щільності радіоактивного забруднення ґрунту;
- визначення умов достовірності та репрезентативності пробовідбору на основі експериментальних даних та статистичного аналізу розподілу показників вмісту радіонуклідів в пробах ґрунту.

Забруднена зона розташована в південно-західній частині Східноєвропейської рівнини і частково на території Прип'ятського Полісся (водозбірний басейн р. Прип'ять), з якою на сході межує Придніпровська низина. Територія Українського Полісся характеризується широким поширенням заболочених дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтів у сполученні зі значними масивами низинних торфовищ. Ґрунти легкого механічного складу займають 58% площі. Дерново-підзолисті ґрунти відрізняються невисокою природною родючістю, як правило, кислі ($pH=4,5-5,5$), слабо забезпечені мінеральними живильними речовинами. Розчленованість рельєфу невелика, проте мікрорельєф сильно виражений, що разом із заболоченістю визначає дрібноконтурність сільськогосподарських угідь. Розораність території складає близько 25%. До 50% площ зайнято під природні кормові угіддя (злаково-осокові луки). Таке природне середовище сформувало специфічний тип сільськогосподарського виробництва. У регіоні розвинуте молочне і м'ясне скотарство (до 60 корів на 100 га). Значне місце займають посадки картоплі (близько 8% розораних площ), кормових культур (35-40%), зернових (близько 50%), льону-довгунцю (до 5%).

Основний масив лісів забрудненої території розташований у районах Полісся, де лісистість досягає 60%. Переважна частина (63%) видового складу лісів припадає на хвойні породи (сосна), інша частина - на листяні породи (дуб, граб, береза, вільха).

З аналізу даних [5], що характеризують розподіл забрудненої території за видами господарського освоєння, очевидно, що частка забрудненої території, що припадає на природні ландшафти, зменшується - від 46% на півночі (Чорнобильський район) до 10-12% у південних районах. У цілому приблизно половина площі забрудненої території припадає на природні комплекси, а рівнинні відкриті ділянки місцевості повністю зайняті агросистемами. Тому для оцінки й прогнозу екологічних наслідків радіоактивного забруднення на даній території потрібно детальне вивчення і контроль в природних екосистемах; і агросистемах.

Необхідність цього визначається тенденцією нарощування обсягів виробництва сільськогосподарської продукції в особистих підсобних господарствах України, зокрема тих, що розташовані в зонах радіоактивного забруднення [6]. Необхідно здійснювати заходи, які б сприяли запобіганню безконтрольного виробництва і споживанню продукції приватних господарств, забрудненої понад рівні, встановлені державними гігієнічними нормативами [7].

Радіоекологічна ситуація в Україні на сьогодні дещо стабілізувалась, однак для підтримки досягнутих рівнів вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції та забезпечення якості продукції відповідно до більш жорстких нормативів (ДР-97) необхідним

є проведення агрохімічних та агротехнічних контрзаходів протягом тривалого часу, на основі результатів радіоекологічного моніторингу.

1. Проведення польових робіт

Вибір експериментальних ділянок для вивчення особливостей відбору ґрунтових проб, визначення статистичних закономірностей і оптимізації відбору проб з метою забезпечення зіставності вибірки за найменших витрат був обумовлений різноманітністю характеристик території радіонуклідного забруднення. Наявність двох основних типів чорнобильських радіоактивних випадінь зумовила розташування ділянок на паливних чи конденсаційних слідах забруднення. Ділянки, забруднені переважно паливною компонентою радіоактивних випадінь, були вибрані у межах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ). Експериментальні ділянки на конденсаційних слідах ("цезієвих плямах") були вибрані як у ЧЗВ, так і за її межами, на суміжних територіях. На рис. 1 подано схему розташування експериментальних ділянок пробовідбору, нанесену на карту ретроспективної оцінки щільності забруднення місцевості цезієм-137 (на 10 травня 1986 р.) [8].

Експериментальні ділянки на паливних і конденсаційних слідах забруднення характеризують і широким діапазоном значень щільності забруднення ^{137}Cs ґрунту - від 50 кБк/м² до 30 МБк/м². На обох слідах випадінь ділянки обиралися ж на цілих землях (або староорних), так і на тих, які і сьогодні використовуються в сільському господарстві (орні поля).

Мережа експериментальних ділянок визначена в репрезентативних для забрудненої території геосистемах і охоплює основні різновиди природних умов та природокористування. У межах геохімічної асоціації лісо-лугоstepових ландшафтів експериментальні ділянки характеризуються лісовими елювіальними, лучними супераквальними, лучними елювіальними, stepовими елювіальними, stepовими транселювіальними та агроландшафтами.

Більша частина експериментальних ділянок (12) розташована на територіях, забруднених переважно паливною компонентою випадінь:

Ділянка № 1. Розташована у заплаві р. Прип'ять в районі репера 7/340. Характеризується рівнинним рельєфом з перепадами висот не більше 50 см, луговими торф'янистими ґрунтами, вкритими густою рослинністю до 20 см заввишки. Розміри ділянки - 50х45 м.

Ділянка № 3. Розташована в с. Чистогалівка. Характеризується рівнинним, рельєфом з торфовим ґрунтом, вкритим добре розвинутими дерниною і травостоєм. Розміри ділянки - 50х45 м.

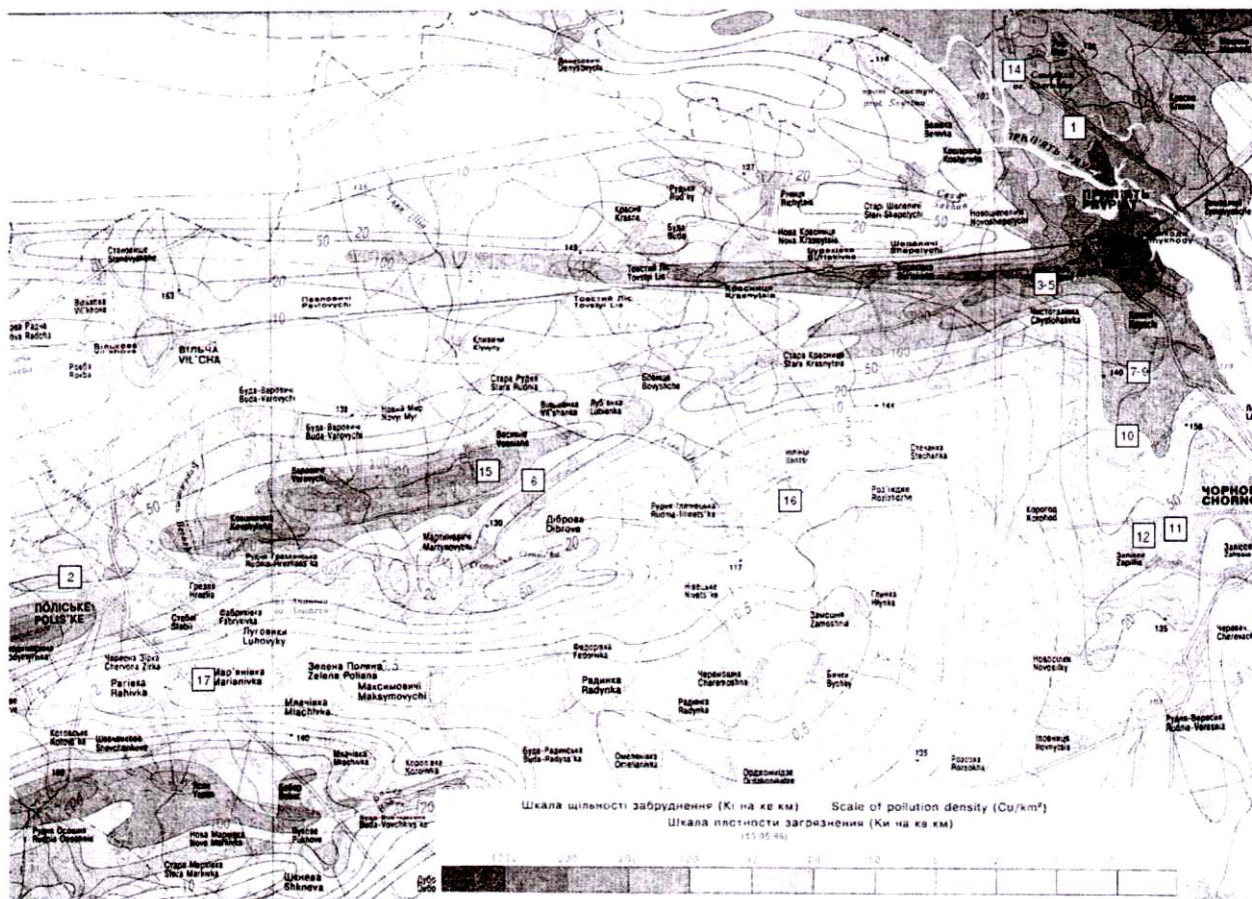


Рис. 1. Схема розташування експериментальних ділянок пробовідбору ґрунту (10 номер ділянки)

161

Ділянка № 4. Розташована в с. Чистогалівка. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим ґрунтом, вкритим погано вираженою дерниною та рідким травостоєм. Основна рослина - пирій повзучий. Розміри ділянки - 50x45 м.

Ділянка № 5. Розташована в с. Чистогалівка. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим ґрунтом, вкритим листяним лісом. Розміри ділянки - 10x10 м.

Ділянка № 6. Розташована біля КПП "Діброва". Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим рідким травостоєм. Розміри ділянки - 50x45 м.

Ділянка № 7. Розташована в с. Копачі в районі репера 5/180. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-слабопідзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим рідким травостоєм. Основна рослина - куничник наземний. Розміри ділянки - 50x45 м.

Ділянка № 8. Розташована в с. Копачі. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-слабопідзолистим ґрунтом, вкритим лісом. Розміри ділянки - 10x10 м.

Ділянка № 9. Розташована в с. Копачі на орному полі, засіяному житом. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-слабопідзолистим супіщаним ґрунтом. Розміри ділянки - 60x60 м.

Ділянка № 10. Розташована на території військової частини в десяти кілометрах від ЧАЕС. Характеризується рівнинним пологим рельєфом з супіщаним ґрунтом. Розміри ділянки - 50x45 м.

Ділянка №11. Розташована в с. Запілля. Характеризується луговим рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим луговим різнотрав'ям. Розміри ділянки - 10x10 м.

Ділянка № 12. Розташована в с. Запілля. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим лісом. Розміри ділянки - 10x10 м.

Ділянка № 14. Розташована в заплаві р. Прип'ять біля оз. Щуче на заливних луках. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом. Розміри ділянки - 60x60 м.

Деякі ділянки (4) розташовані на територіях, забруднених переважно конденсаційною компонентою випадінь:

Ділянка № 2. Розташована в заплаві р. Уж в Поліському районі. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим ґрунтом, вкритим добре розвиненою дерниною та низьким травостоєм. Розміри ділянки - 50х45 м.

Ділянка № 15. Розташована в с. Весняному на староорному полі. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим енетерою. Розміри ділянки - 60х60 м.

Ділянка № 16. Розташована в с. Іллінці на стадіоні. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом, вкритим куничником наземним. Розміри ділянки - 40х40 м.

Ділянка № 17. Розташована в с. Луговики Поліського району на орному полі, засіяному озимою пшеницею. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом. Розміри ділянки - 60х60 м.

Одна ділянка розташована на території, забрудненій і конденсаційною, і паливною компонентами випадінь приблизно в рівних співвідношеннях:

Ділянка № 13. Розташована в с. Куповате на орному полі, засіяному вівсом. Характеризується рівнинним рельєфом з дерново-підзолистим супіщаним ґрунтом. Розміри ділянки - 60х60 м.

162

На сьогодні ^{137}Cs є найбільш небезпечним в аграрно-радіологічному аспекті з усіх довгоіснуючих радіонуклідів за межами ЧЗВ. Великий період напіврозпаду (30 років) обумовлює його суттєву акумуляцію в складових геосистем та вклад в дозові навантаження. Результати проведених дослідно-методичних робіт щодо забруднення ^{137}Cs дійсні також для ^{90}Sr та трансуранових елементів.

Агентство з охорони навколишнього середовища пропонує три загальних схеми пробовідбору ґрунту [9]:

- несистематичний пробовідбір;
- систематичний пробовідбір;
- випадковий пробовідбір.

Систематичний пробовідбір включає відбір проб на територіях, визначених відповідно до такої схеми пробовідбору, як контур або мережа, на перетинаннях (вузлах). Такі проби об'єктивні і можуть використовуватися для моделювання або обчислення середньої концентрації забруднювачів на території. Така ж схема систематичного пробовідбору встановлена вимогами до відбору проб ґрунту при загальних та локальних забрудненнях у ГОСТ 17.4.3.01-83 [10].

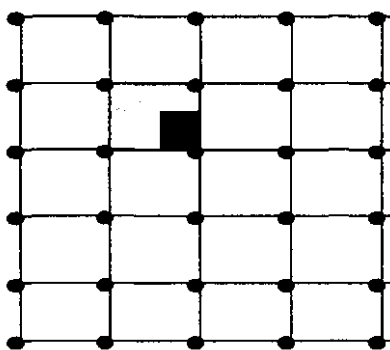


Рис. 2. Схема систематичного пробовідбору ґрунту з використанням методу вкладених ділянок

Відбір проб проводився в літньо-осінній період. Кожна з відібраних ділянок покривалася мережею пробовідбору відповідно до запланованого кроку пробовідбору, і відбір проб ґрунту проводився в кожному вузлі мережі (рис. 2).

У зв'язку з тим, що за умовами експерименту на одній ділянці відбір проб здійснювався по кількох мережах (з різним кроком відбору проб), використовувався, як

правило, метод вкладених ділянок. Усередині великої ділянки (з великим кроком, відбору проб) визначалась менша (з меншим кроком відбору проб) і т. д. (рис. 2).

Радіонукліди, що випали на поверхню ґрунту, мігрують в глибину фунтового шару [11]. На орних землях вони рівномірно перемішуються в орному шарі і з часом мігрують у підорний шар, що також важливо враховувати під час пробовідбору ґрунту. Нехтування фактором вертикальної міграції може призвести до істотних помилок при оцінці щільності забруднення території даним радіонуклідом. У перші роки після аварії на Чорнобильській АЕС глибина пробовідбору 5 см була достатньою для обстеження радіаційного забруднення ґрунту. В подальшому ^{137}Cs і трансуранові елементи на землях, що не оброблялись після аварії, перебувають у верхньому - 5-10-сантиметровому шарі ґрунту. На орних угіддях радіонукліди більш-менш рівномірно перемішані в орному

163

шарі (глибина 18-20 см) і мігрують у підорний шар ґрунту. За різними даними [12], на експериментальних орних ділянках у підорний шар за 1997-1998 рр. перейшло не більше 10-20% із загального вмісту радіонуклідів. Проведені нами виміри показали, що в реальних умовах ведення сільськогосподарських робіт глибини орною шару ґрунту складає всього 13-15 см. Нижче 13 см перебуває 14% активності ^{137}Cs , нижче 15 см - всього близько 6%. Однак з часом ситуація буде змінюватися, і глибину пробовідбору необхідно буде збільшувати. Про це свідчать результати спостережень за вертикальною міграцією радіонуклідів в Чорнобильській зоні відчуження [13], а також наслідки аварії на ВО "Маяк" в 1957 р. [14].

Таким чином, на сьогодні для визначення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами достатньо відбирати проби на глибину 30 см практично на всій забрудненій території.

Відбір проб ґрунту проводився за допомогою пробовідбірних інструментів двох видів: стандартного кільця ($\varnothing$ 13,2 см) та пробовідбірника ($\varnothing$ 3,7 см). Відбір проб кільцем на глибину 5 см проводився за стандартною методикою і тільки на цілині. Кільце забивалося в ґрунт і потім ретельно викопувалося. Відбір проб ґрунту кільцем здійснювався по мережі з кроком 5 м, 0,2 м. Відбір проб ґрунту пробовідбірником на глибину 30 см - по мережі з кроком 10 м; 2 м, 0,2 м, 0,1 м, 0,05 м. Відбір проб ґрунту пробовідбірником з кроком 10 і 2 м проводився, як правило, у такий спосіб: у кожній точці (вузлі мережі) конвертом із стороною не більше 10 см відбиралося 5 проб (уколів). Центральна проба упаковувалася в окремий пакет, чотири інших разом упаковувалися в інший пакет. Це дозволило в кожній такій точці мати три площі пробовідбору: перша площа складається з чотирьох кутових проб ($0,004\text{ м}^2$), друга - з однієї центральної ($0,001\text{ м}^2$), а третя - з тих проб разом ($0,005\text{ м}^2$), що збільшує достовірність статистичних досліджень. В окремих випадках відбиралася тільки одна проба (один укол) на вузлі.

2. Проведення статистичної обробки

При математичній обробці отриманих результатів з метою виявлення статистично значущих факторів використовувались загальноприйняті методи дисперсійного і регресивного аналізу [15]. Мінімально необхідне число проб для оцінки середнього значення визначали, ж і у роботі [16].

Забруднення ґрунту є неоднорідним навіть на невеликих за площею ділянках внаслідок присутності паливних частинок в первинних випадіннях. До цих неоднорідностей додаються похибки лабораторних вимірювань. Таким чином, будь-яка оцінка забруднення ґрунту в межах певної ділянки за умов відсутності глобального градієнту випадінь має розглядатись як випадкова величина [17, 18].

Вміст радіонукліду в пробах ґрунту є додатною величиною, а щільність забруднення ґрунту відповідає вмісту радіонукліду в пробах ґрунту. Літературні дані [17, 18], а також статистична обробка і аналіз отриманих результатів показують, що ця величина на рівномірно забруднених (безградієнтних) ділянках відповідає логнормальному закону розподілу ймовірностей; це було взято за основу в подальших обчисленнях і використано у роботах щодо репрезентативності відбору проб молока в особистих підсобних господарствах

[16, 19]. Проте в інших роботах [20] зазначають, що генеральна сукупність розподілена за нормальним законом, що часто не має підтвердження на практиці.

164

Пробу ґрунту, відібрану пробовідбірником з більшою площею, можна розглядати як деяке число проб, що відібрані пробовідбірником з меншою площею поруч одна біля одної. Вміст радіонуклідів в таких пробах буде статистично залежною величиною. Вміст радіонуклідів в пробі ґрунту, яка відібрана пробовідбірником з більшою площею, в першому наближенні можна розглядати як усереднену величину вмісту радіонуклідів в статистично залежних пробах, відібраних меншим пробовідбірником. На основі дисперсійного аналізу [15] таких факторів, як тип випадіння і вид угідь показано, що статистично значущим фактором є тип випадіння.

В процесі досліджень розроблена методика розрахунку мінімально необхідного обсягу вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs . Для зручності її практичного використання побудовані відповідні номограми.

Проби ґрунту, відібрані для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту на безградієнтній щодо забруднення ділянці, мають бути статистично незалежними. Тобто вміст радіонуклідів в одній пробі ґрунту не повинен корелювати з вмістом того ж радіонукліда в інших пробах. Це говорить про те, що відстань між точками відбору проб ґрунту має перевищувати деяку, цілком визначену величину, яка, можливо, залежить від характеристик ділянки, так званий радіус впливу проби. З цією метою в різноманітних умовах на восьми основних експериментальних ділянках були вибрані додаткові ділянки, де з кроком 5 см (переліг) і 10 см (рілля) циліндричним пробовідбірником діаметром $\varnothing 3,7$ см було відібрано по 25-100 проб. На трьох ділянках із восьми (перелогових) у тих самих місцях із кроком 0,2 м були відібрані проби кільцем $\varnothing 13,2$ см і, паралельно, зазначеним вище пробовідбірником із таким же кроком.

Було встановлено, що незалежно від щільності і типу радіоактивних випадіння, ландшафтних особливостей і обробки ґрунту середнє значення радіуса впливу ґрунтової проби, відібраної з площі принаймні не більше $0,014 \text{ м}^2$ у першому наближенні, не перевищує 0,2-0,3 м. Вміст радіонуклідів у пробах (у тому числі й узагальнених) із зазначеної площі на однорідно забрудненій ділянці на відстані один від одного (між центрами пробовідбору), що перевищує 0,6 м, слід вважати статистично незалежною величиною.

Висновки

Виконані дослідно-методичні роботи щодо оптимізації процесу пробовідбору для одержання необхідних параметрів забруднення об'єктів навколишнього середовища з заданою точністю при мінімальних витратах є актуальними з огляду на значну площу територій, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи. У процесі виконання робіт доведено, що забезпечення репрезентативності пробовідбору ґрунту досягається обґрунтованим вибором ділянок, глибини та розмірів мережі пробовідбору.

Для того щоб забезпечити ландшафтно-екологічну репрезентативність вибраних експериментальних ділянок, були враховані особливості територіальної та компонентної структури, властивості компонентів геосистем, структури природокористування.

На основі літературних даних та експериментальних досліджень можна зробити висновок: для визначення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами достатньо відбирати проби на глибину 30 см практично на всій забрудненій території.

165

Розроблена методологія може бути застосована для оптимізації пробовідбору ґрунту при визначенні щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr та трансурановими елементами.

В результаті проведених досліджень:

- розроблено методологію проведення експериментальних робіт з пробовідбору ґрунту на паливних та конденсаційних слідах радіоактивних випадіння для вивчення статистичних характеристик щільності радіоактивного забруднення ґрунту та оптимізації пробовідбору;

- відповідно до розробленої методології проведено дослідження з вибору 17-ти експериментальних ділянок, що забезпечили можливі варіації елементарних ландшафтів;
- розроблено методичні засади оптимізації пробовідбору ґрунту при радіоекологічному моніторингу на основі статистичного аналізу результатів експериментальних досліджень.

1. Ландшафтные основы комплексного мониторинга в 30 км зоне АЭС / Л.Л. Малышева, С.П. Романчук, Ю.В. Щур и др. - Чернобыль, 1992. - 21 с. (Препр. / Минчернобыль Украины; НПО "Припять").
 2. Инструкция по отбору проб почв при радиационном обследовании загрязнения местности. - М.: Межведомственная комиссия, 1987. - 10 с.
 3. Временные методические рекомендации по проведению геолого-радиоэкологических исследований в зоне влияния АЭС / Е.А. Яковлев, А.И. Оставненко, Н.И. Бондарева и др. - К.: Мингео СССР, 1990. - 98 с.
 4. Яковлев Е.А., Оставненко А.И. Методика радиоэкологического мониторинга геологической среды в районах АЭС // Разведка и охрана недр. - 1988. - № 2. - С. 43-50.
 5. Израэль Ю.Л., Соколовский В.Г., Соколов В.Е. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. - 1988. - Т. 64. - Вып. 1. - С. 28-40.
 6. Рекомендації населенню з ведення особистих підсобних господарств в умовах радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 2000-2005 рр. / Г.П. Перепелятников, М.М. Лазарев, І.О. Шматок та ін. / Мінагропром України, МНС України. - К.: УНДІСГР, 2000. - 42 с.
 7. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів цезій-137 і стронцій-90 у продуктах харчування та питній воді: ДР-97: Затв. гол. держ. сан. лікар України 25.06.97 / Міністерство охорони здоров'я України, Комітет з питань гігієнічного регламентування, Нац. ком. з радіац. захисту населення України. - К., 1997. - 6 с.
 8. Атлас Чорнобильської зони відчуження / МінЧАЕС, НАН України. - К.: Науково-виробниче підприємство "Картографія", 1996. - 26 с.
 9. Field Sampling Methods for Remedial Investigations / Mark E. Byrnes. Contributors Donna M. Leydorf, David B. Smet. - Levis Publishers, 1994. - 254 p.
 10. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. / Введ. 01.07.84. - М.: Изд-во стандартов, 1984. - 4 с.
 11. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико- химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина, - М.: Энергоиздат, 1981. - 98 с.
 12. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр.: Методичні рекомендації. - К., 1998. - 104 с.
 13. Каптаров В.А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра биолог. наук. - Обнинск, 2000. - 48 с.
 14. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Поведение радионуклидов в переувлажненных почвах зон воздействия ядерного предприятия на Урале // Экология. - 1997. - № 3. - С. 191-194.
 15. Четыркин Е.М., Калихан И.Л. Вероятность и статистика. - М.: Финансы и статистика, 1982. - 319 с.
- 166
16. Жебровська К.І. Визначення необхідної кількості проб для оцінки середніх величин забруднення молока радіонуклідами 11 Вісн. аграр. науки. - 2000. - № 5. - С. 71-72.
 17. Пристер Б.С., Хомутигин Ю.В., Перепелятникова Л.В. Оценка "гарантированных" коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. - К., 1991. - Вып. 1. - С. 132-141.
 18. Фесенко С.В., Черняева Л.Г., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Вероятностный подход к прогнозированию радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции // Атомная энергия. - 1993. - Т. 74. - Вып. 6. - С. 507-513.
 19. Жебровська К.І. Вплив статистичної невизначеності регламенту відбору проб молока в населених пунктах на розкид оцінки дози внутрішнього опромінення населення // Гигиена населенних мест. - К., 2000. - Вып. 36. - Ч. 1. - С. 69-75.
 20. Регламент моніторингу сільгосппродукції у системі агропромислового комплексу: Методичні рекомендації, ІАБ УААН. - К., 2000. - 12 с.

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології

УДК 556.531

Э.С. Херсонский, Е.В. Херсонская
**Гидрографические и статистические характеристики рек
 Чернобыльской зоны отчуждения**

В географическом отношении территория Чернобыльской зоны принадлежит Киевскому Полесью и характеризуется относительно ровной поверхностью и незначительной разницей высот с общим наклоном больше в сторону Припяти, чем Днепра. Характерные особенности района - слабая дренированность, а поэтому - обилие мезо- и микроформ рельефа; множество мелких болот, разбросанных среди незаболоченных пойм, достаточно высокая пестрота угодий. Реки района имеют смешанное питание. Соотношение снегового и дождевого как определяющих видов питания меняется от года к году и зависит от водности: в многоводные годы снеговое питание составляет 70-80% годового стока, в средние по водности - 60-70%, в маловодные - 50-60%. Для рек восточнополесского гидрологического района, к которым относятся и реки зоны отчуждения, характерно ярко выраженное половодье и низкая межень, нарушаемая прохождением летних и зимних паводков от выпадающих осадков и оттепелей.

В табл. 1 и 2 приведены гидрографические характеристики рек и водоемов зоны отчуждения.

Таблица 1. Гидрографические характеристики водоемов зоны отчуждения

№	Название	Макс. глубина, м	Сред. глубина, м	Площадь зеркала, км ²	Объем, млн. м ³
1	Припятский затон	13,4	8,1	0,84	6,8
2	Семиходский старик	5	2,1	0,41	0,86
3	оз. Азбучин	5,6	2,9	0,27	0,78
4	оз. Глубокое	7,1	3	0,17	0,51
5	Водоём-охладитель ЧАЭС	18	6,6	22,9	151,1

© Э.С. Херсонский, Е.В. Херсонская

Таблица 2. Гидрографические характеристики рек зоны отчуждения

№ п/п	Река - створ	Площадь водосбора F, км ²	Площадь поля, км ²	Площадь поля, % от F	Площадь леса, км ²	Площадь леса, % от F	Доля озер, болот, %	Уклон водной поверхности, %	Длина основного русла, км	Длина основного русла в 30 км зоне, км
1	Припять - Чернобыль	114300	-	-	-	-	-	-	761	64
2	Уж - Черевач	8080	5575	69	2182	27	4	0,5	256	46
3	Илья - Рудня Ильинецкая	375	13	3,5	362	96	0,5	1	33	26
4	Вересня - Рудня Вересня	508	350	69	142	28	3	1,3	48	9,6
5	Брагинка - Ладыжичи	1390	639	46	445	32	22	0,3	76	10
6	Сахан - Новые Шепеличи	199	66	33	97	49	18	1,4	19	19
№ п/п	Река-створ	Длина русл, сети, км	Густота русл. сети, км/км ²	Измеренные экстремальные расходы воды				Обеспеченные расходы воды		
				Q _{max} , м ³ /с	Дата	Q _{min} , м ³ /с	Дата	Q _{max} 1%	Q _{min} 99%	Период (N) лет
1	Припять - Чернобыль	-	-	4691	23*04*1895	70.5	12*11*1921	4300	80	117
2	Уж - Черевач	1850	0,23	915	9*04*1932	1,39	8*03*1991	1176	1,3	33
3	Илья - Рудня Ильинецкая	121	0,32	45,3	1*03*1966	0,01	30*09*1992	54	0,01	39
4	Вересня - Рудня Вересня	76,7	0,15	26,9	5*04*1996	0,07	23*08*1994	41	0,035	12
5	Брагинка - Ладыжичи	-	-	12,6	17*04*1998	0,06	3*10*1992	18	0,01	10
6	Сахан - Новые Шепеличи	-	-	7,38	2*06*1991	0,01	9*09*1992	11	0,01	13

Климат зоны Киевского Полесья формируется под влиянием воздушных потоков из Атлантического океана, северных (арктических) и южных широт. Циклоны обычно смещаются зимой с запада и юго-запада, что способствует повышению температуры воздуха зимой, а летом этот процесс связан с пасмурной прохладной погодой. Вторжение континентальных воздушных масс зимой приводит к резким и значительным похолоданиям, а летом сопровождается относительно жаркой и сухой погодой.

Таблица 3. Средние многолетние метеорологические данные, МС Чернобыль (по состоянию на 1996 год)

Месяцы												Год
январь	февраль	март	апрель	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
Среднемесячная температура воздуха, °С												
-6,3	-5,8	-0,7	7,7	14,51	18	19,1	18,4	13,3	7,3	1,5	-2,8	7,017
Норма осадков, мм												
36	32	31	42	52	70	79	56	44	42	47	43	574

Река Припять

Статистические методы в гидрологических исследованиях находят применение при решении многих задач, так как зачастую они являются единственным путём количественной оценки различных сторон гидрологических явлений. Это следует из многофакторной сущности гидрологических процессов. При расчётах многолетних колебаний гидрологических характеристик широко применяются кривые распределения. В данной работе были построены интегральные эмпирические кривые распределения частот, или, по принятой в гидрологии терминологии, кривые обеспеченности.

Для получения большего приближения эмпирической оценки обеспеченности к теоретическому значению существует несколько подходов, из которых нами использована формула для расчёта вероятности стока:

$$P_m = \frac{m - 0,3}{n + 0,4}, \quad (1)$$

где P_m - вероятность m -го события в ряду из n членов.

Указанная зависимость с вполне допустимой практической точностью воспроизводит соотношения, вытекающие из теоретических формул для любого m -го члена выборки.

Основываясь на статистических методах, принятых в гидрологии, а также на обширных материалах наблюдений за гидрологическим режимом р. Припять (1881-1999 гг.), выполнено построение кривых обеспеченности годовых максимальных и минимальных расходов воды р. Припять - ВОС №3.

Исходные данные:

Характерные годовые расходы, гидропост (ГП) р. Припять - г. Мозырь (1881-1999 гг.), рис. 1.

Максимальные и минимальные годовые расходы, ГП р. Припять - ВОС №3 (1986-1999 гг.).

Максимальные и минимальные уровни воды, ГП: г. Чернобыль (1881-1964 гг.); г. Чернобыль (1986-1999 гг.), с. Нагорцы (1967-1973 гг.); г. Припять (1974-1986 гг.).

169

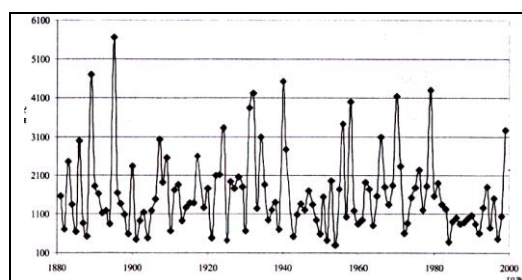


Рис. 1. Максимальные годовые расходы воды, р. Припять - г. Мозырь,

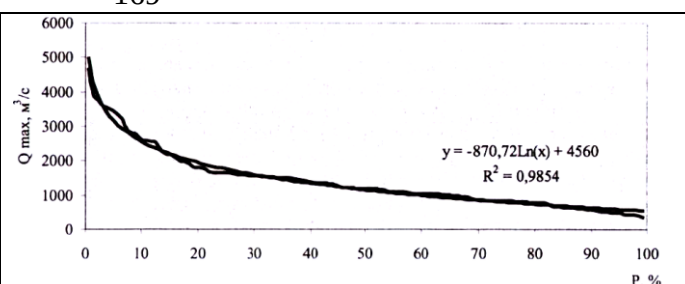


Рис. 2. Кривая обеспеченности максимальных расходов р. Припять - ВОС № 3

4. Ежедневные уровни воды в р. Припять, ГП ВОС № 3 и ПК 113 (на дамбе водоема-охладителя).

Многолетние наблюдения за ГП г. Мозырь позволяют построить достоверную эмпирическую кривую обеспеченности. Располагая рядами наблюдений одновременно на ГП г. Мозырь и ВОС №3 (1986-1999 гг.), мы провели корреляционный и регрессионный анализ выборок максимальных годовых расходов ($Q_{\max}$) воды р. Припять. Связь $Q_{\max}$, отмеченных в створах г. Мозырь и ВОС № 3, можно выразить эмпирическим выражением (коэффициент корреляции $r=0,99$):

$$(Q_{\max}) - \text{ВОС № 3} = 98,88 + 0,81 (Q_{\max}) - \text{Мозырь} \quad (2)$$

Используя выражение (2), преобразован ряд $Q_{\max}$ - Мозырь и получена достоверная выборка $Q_{\max}$ - ВОС № 3. Затем по формуле (1) были рассчитаны вероятности каждого из членов выборки ($n=117$). На рис. 2 представлена эмпирическая кривая обеспеченности $Q_{\max}$ - ВОС № 3. Выборка максимальных годовых расходов воды р. Припять - ВОС № 3 характеризуется следующими статистическими параметрами:

C_s (коэффициент асимметрии)	1,60
δ (среднее квадратическое отклонение)	846,9
Q_o' (среднемноголетний максимальный сток)	1411,7
	170
C_v (коэффициент вариации)	0,60
$\varepsilon Q_o'$ (средняя квадратическая ошибка Q_o')	5,5%
εC_v (ошибка коэффициента вариации)	7,6%
C_s/C_v	2,7

Аналогичным образом проведена обработка годовых минимальных расходов воды р. Припять. Параллельные наблюдения в створах г. Мозырь и ВОС № 3 (1986-1999 гг.) позволили провести регрессионный анализ выборок и выявить связь величин минимальных годовых расходов, отмеченных на указанных гидропостах (коэффициент корреляции $r=0,86$):

$$(Q_{\min}) - \text{ВОС №3} = 48,95 + 0,98 (Q_{\min}) - \text{Мозырь} \quad (3)$$

После восстановления по формуле (3) минимальных годовых расходов воды р. Припять в створе ВОС № 3 за годы, когда отсутствовали непосредственные наблюдения (1881-1986 гг.), и объединения их в единую выборку с реально отмеченными в 1986-1999 гг., был получен ряд $Q_{\min}$ из 113 членов. Статистические параметры его таковы:

C_s (коэффициент асимметрии)	1,10
δ (среднее квадратическое отклонение)	49,0
Q_o' (среднемноголетний максимальный сток)	153,1
C_v (коэффициент вариации)	0,32
$\varepsilon Q_o'$ (средняя квадратическая ошибка Q_o')	3%
εC_v (ошибка коэффициента вариации)	7%
C_s/C_v	3,4

На рис. 3 представлена эмпирическая кривая обеспеченности минимальных годовых расходов воды р. Припять - ВОС № 3, построенная на основе полученного ряда за 113 лет наблюдений

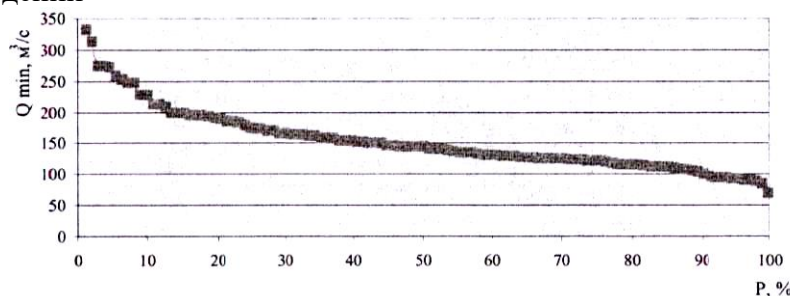


Рис. 3. Кривая обеспеченности минимальных расходов воды р. Припять - ВОС № 3

Следующим шагом явилось сведение в один ряд зафиксированных в разные годы наблюдений на гидропостах г. Припять, с. Нагорцы, г. Чернобыль максимальных уровней воды р. Припять. При этом учитывалось, что:

1. Гидропост в с. Нагорцы существовал до заполнения водоема-охладителя ЧАЭС (1967-1973 гг.). В современном течении р. Припять этому гидропосту примерно соответствует водомерный пост ПК 113 на дамбе между водоемом-охладителем ЧАЭС и р. Припять. Проведенный регрессионный анализ выборок уровней воды, измеренных в период апрель 1991 г. - декабрь 1993 г. на ГП ПК 113 и на ГП г. Чернобыль, выявил связь данных рядов (коэффициент корреляции $r=0,92$), описываемую эмпирической формулой:

$$H_{\text{Черн.}} = 33,7 + 0,67 H_{\text{ПК113}} \quad (4)$$

171

Используя эту зависимость, максимальные уровни воды р. Припять - с. Нагорцы были преобразованы в расчетные значения H_{max} р. Припять - г. Чернобыль, то есть был восполнен один из пробелов в ряду наблюдений.

2. На протяжении 1974-1985 гг. измерения уровней воды осуществлялись на гидропосту г. Припять, расположенном вблизи водомерного поста ВОС №3. Для пересчета H_{max} мы воспользовались результатами регрессионного анализа выборок ($n=725$) ежедневных уровней воды в г. Чернобыле и на ГП ВОС №3 (1998-1999 гг.). С максимальным коэффициентом корреляции ($r=0,98$) связь $H_{\text{Черн}}$ и $H_{\text{ВОС №3}}$ описывается следующим выражением:

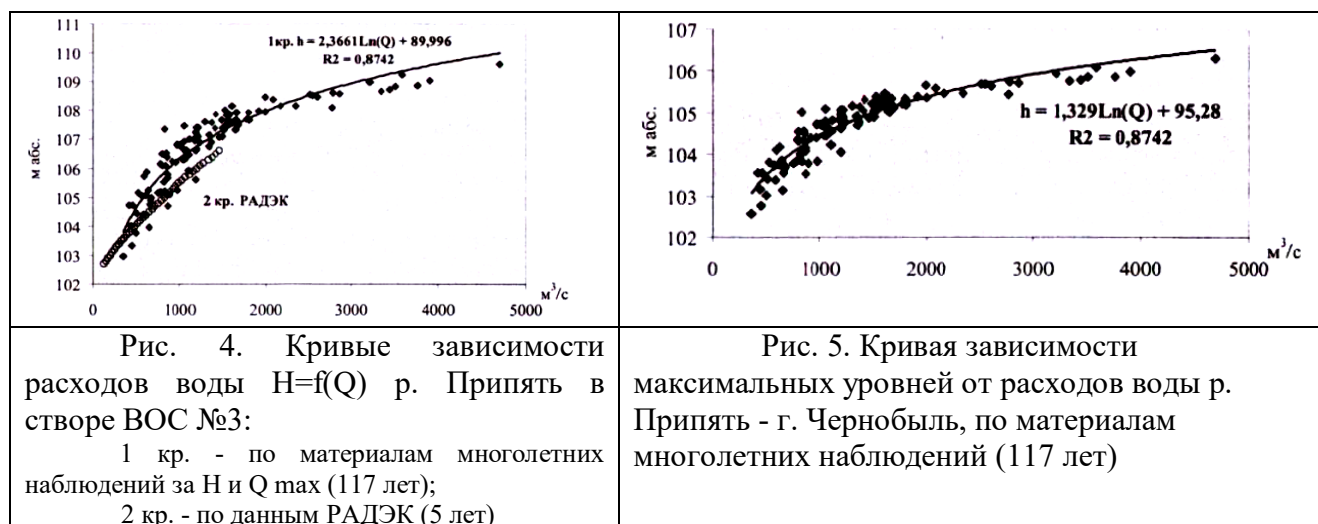
$$H_{\text{Черн}} = 47,3 + 0,55 H_{\text{ВОС №3}} \quad (5)$$

По формуле (5) из годовых максимальных уровней воды р. Припять - г. Припять были получены расчетные H_{max} р. Припять - г. Чернобыль, завершено объединение всех имеющихся данных в единую выборку.

При наличии полных, обширных ($n=117$) рядов максимальных годовых расходов и уровней воды р. Припять - ВОС №3 и р. Припять - г. Чернобыль построены графики зависимости $H=f(Q)$ (рис. 4 и 5), которые удовлетворительно (коэффициент достоверности аппроксимации $R^2=0,87$) описываются уравнениями:

$$\text{ГП Чернобыль: } H_{\text{max}} = 1,329 \ln(Q_{\text{max}}) + 95,28 \quad (6)$$

$$\text{ГП ВОС №3: } H_{\text{max}} = 2,366 \ln(Q_{\text{max}}) + 89,96 \quad (7)$$



172

Несмотря на достаточно тесную связь максимальных годовых уровней и расходов воды, ее нужно рассматривать в первом приближении, так как мы не учитываем возможные естественные и техногенные переформирования русла, а также подпор Киевского водохранилища. На рис. 4, кроме того, воспроизведена кривая зависимости $H=f(Q)$ по данным 1994-1998 гг. ЦРЕМЗВ "РАДЭК".

Повторяемость в N лет m -го события можно рассчитать по формуле:

$$N = 100/P_m, \text{ для } P < 50\%;$$

$$N = 100/(100 - P_m), \text{ для } P > 50\%, \quad (8)$$

где P_m - вероятность m -го события.

Из табл. 4 видно, какая характеристика года и повторяемость (1 раз в N лет) соответствуют различным величинам обеспеченности (вероятности).

Таблица 4. Обеспеченность, повторяемость и характеристика года

Обеспеченность, %	Характеристика года	Повторяемость, 1 раз в N лет
0,1	Катастрофически многоводный	1000
1	Очень многоводный	100
5	Многоводный	20
10	Средний многоводный	10
25	Средний многоводный	4
50	Средний	2
75	Средний маловодный	4
90	Средний маловодный	10
95	Маловодный	20
99	Очень маловодный	100
99,9	Катастрофически маловодный	1000

В заключение приводим вероятность максимальных уровней и расходов воды в створах ВОС №3 и г.Чернобыль (табл. 5). Обеспеченность минимальных уровней и расходов воды р. Припять в створе ВОС № 3 рассчитана с учетом двух подходов (табл. 6). В первом случае мы опирались на многолетнюю кривую зависимости максимальных уровней от расходов воды (табл. 7) в ее нижней части, во втором случае - на связь $H=f(Q)$ по данным гидрометрических наблюдений "РАДЕК" в 1994-1998 гг. (табл. 8).

Таблица 5. Обеспеченность максимальных уровней и расходов воды р. Припять (по данным 1881-1999 гг.). ГП р. Припять - ВОС № 3

Уровни воды, м абс.	Расход воды, м ³ /с	Вероятность, %	В среднем 1 раз в N лет
110,6	6100	0,1	1000
109,8	4300	1	100
109,0	3100	5	20
108,5	2500	10	10
108,0	2000	20	5
107,4	1600	30	3
107,0	1350	40	2,5
106,8	1200	50	2
106,5	1050	60	2,5
106,1	900	70	3
105,8	800	80	5
105,1	600	90	10
104,7	500	95	20
104,0	380	99	100
103,5	300	99,9	1000

Таблица 6. Обеспеченность минимальных уровней и расходов воды р. Припять - ВОС № 3. ГП р. Припять - Чернобыль

Уровни воды, м абс.	Расход воды, м ³ /с	Вероятность, %	В среднем 1 раз в N лет
106,9	6100	0,1	1000
106,4	4300	1	100
106,0	3100	5	20
105,7	2500	10	10
105,4	2000	20	5
105,1	1600	30	3
104,9	1350	40	2,5
104,7	1200	50	2
104,5	1050	60	2,5
104,3	900	70	3
104,2	800	80	5
103,8	600	90	10
103,5	500	95	20
103,2	380	99	100
102,9	300	99,9	1000

Таблица 7. Расчет минимальных уровней воды по связи $f(H_{\max})$, кривая 1, рис. 4

Уровни воды, м абс.	Расход воды, м ³ /с	Вероятность, %	В среднем 1 раз в N лет
104,1	390	0,1	1000
103,6	310	1	100
103,1	253	5	20
102,8	220	10	10
102,4	190	20	5
102,2	170	30	3
101,9	156	40	2,5
101,8	144	50	2
101,6	132	60	2,5
101,4	122	70	3
101,2	115	80	5
100,9	100	90	10
100,7	93	95	20
100,4	82	99	100

174

Таблица 8. Расчет минимальных уровней воды по связи $Q=f(H)$ по данным РАДЕК, кривая 2, рис. 4

Уровни воды, м абс.	Расход воды, м ³ /с	Вероятность, %	В среднем 1 раз в N лет
104,0	390	0,1	1000
103,6	310	1	100
103,2	253	5	20
103,0	220	10	10
102,7	190	20	5
102,6	170	30	3
102,4	156	40	2,5

102,3	144	50	2
102,1	132	60	2,5
102,0	122	70	3
101,9	115	80	5
101,7	100	90	10
101,6	93	95	20
101,3	82	99	100

**Обеспеченность максимальных и минимальных расходов воды
на малых реках зоны отчуждения**

Наблюдения на малых реках 30-ти км зоны весьма ограничены. Лишь на реках Уж и Илья имеются ряды более 30 лет. На остальных регулярные гидрометрические измерения проводились, только начиная с 1986-1990 гг.

Ряды наблюдений, то есть число членов выборки, для расчета обеспеченности максимальных и минимальных расходов считаются достаточными, если средние квадратические ошибки среднемноголетнего годового расхода (ε_{Q_0}) и коэффициента вариации (ε_{Cv}) составляют не более 15%. Из табл. 9 видно, что этому условию удовлетворяют ряды наблюдений на реках Припять (количество членов выборки $n=117$ лет) и Илья (наблюдения ведутся постоянно с 1961 г., $n=39$). Незначительное превышение величины ошибок (2-3%) - на реках Уж ($n=31$) и Брагинка ($n=10$). На реках Вересня и Сахан требуются более длительные наблюдения для достоверных расчетов, что связано со значительным диапазоном сезонных колебаний расходов воды и зарегулированностью стока.

Из ряда наивысших годовых расходов воды р. Уж выпадают максимальные значения, отмеченные в 1917 и 1924 гг.: 1210 и 1420 м³/с. Поэтому статистические расчеты и построение кривой обеспеченности $Q_{\max}$ выполнено в двух вариантах: кривая 1 на рис. 6 соответствует полному ряду, кривая 2 - без учета двух наибольших расходов (1917 и 1924 гг.). Кривая 2 более точно отражает реальную ситуацию на р. Уж. Можно предположить, что в единицах измерения возможна ошибка: в России на метрическую систему перешли в 1918 г., в СССР - в 1925 г. Если же принять вышеупомянутые величины в кубических аршинах (1 куб. аршин = 0,36 м³/с), то расходам 511 (1924 г.) и 436 (1917 г.) м³/с соответствует обеспеченность около 25%. В отличие от р. Илья, на р. Уж не проводились постоянные наблюдения, имеется значительный промежуток времени (с 1941 по 1987 гг.),

175

когда гидрометрические данные отсутствуют. Конечно, предпочтительней и достоверней из двух одноразмерных выборок тот ряд, где наблюдения непрерывны, о чем свидетельствуют и характеристики выборки $Q_{\max}$ р. Илья.

Статистические параметры рядов обеспеченности минимальных годовых расходов на реках Припять, Уж, Илья (табл. 10) свидетельствуют о том, что кривые обеспеченности $Q_{\min}$, построенные для данных рек, достоверны, а выборки - репрезентативны. Тогда как на реках Вересня, Брагинка, Сахан в силу краткости наблюдений и значительной скошенности (асимметрии) рядов кривые могут быть уточнены по мере накопления данных.

Таблица 9. Обеспеченность максимальных годовых расходов воды на реках зоны отчуждения

Характеристики	Обозначение	РЕКИ					
		Припять	Уж	Илья	Вересня	Брагинка	Сахан
Период, лет	N	117	31	39	12	10	13
Коэффициент скошенности	S	0,49	0,54	0,47	0,55	0,27	0,66
Коэффициент асимметрии	Cs	1,73	1,9	1,66	1,93	0,96	2,4
Среднее квадратическое отклонение	G	930,7	255	11,4	8,92	3,75	2,26

Средний многолетний годовой сток	Qo'	1451,3	269	14,46	9,68	6,72	2,49
Коэффициент вариации	Cv	0,64	0,95	0,79	0,92	0,56	0,91
Средняя квадратическая ошибка Qo'	E Qo'	5,90%	17,00%	12,70%	26,60%	17,70%	6,40%
Средняя квадратическая ошибка Cv	E Cv	7,76%	17,50%	14,40%	27,70%	6,60%	26,50%
Ординаты аналитической кривой обеспеченности							
Обеспеченность: 0,1%		6100					
1%		4300	1176	53,6	41,4	18	11
5%		3100	777	37	27,4	13,8	7
20%		2000	428	22,1	15,2	9,5	3,66
30%		1600	325	17,5	11,5	8,2	2,76
50%		1200	194	11,6	7	6,2	1,69
70%		900	105	7,2	4	4,4	1,09
80%		800	67	5,2	2,6	3,5	0,85
90%		600	35	3,3	1,55	2,5	0,7
95%		500	19	2,3	1,06	1,7	0,62
99,90%		300	0	0,7	0,39	0	0,6

176

Таблица 8. Обеспеченность минимальных годовых расходов воды на реках зоны отчуждения

Характеристики	Обозначение	РЕКИ					
		Припять	Уж	Илья	Вересня	Брагинка	Сахан
Период, лет	N	113	35	40	12	10	13
Коэффициент скошенности	S	0,31	0,43	0,44	0,2	0,38	0,67
Коэффициент асимметрии	Cs	1,1	1,53	1,6	0,7	1,36	2,4
Среднее квадратическое отклонение	G	49	2,99	0,08	0,084	0,35	0,085
Средний многолетний годовой сток	Qo'	153,12	5,12	0,11	0,185	0,453	0,08
Коэффициент вариации	Cv	0,32	0,58	0,73	0,45	0,77	1,06
Средняя квадратическая ошибка Qo'	EQo'	3%	9,80%	11,50%	13%	24,40%	29%
Средняя квадратическая ошибка Cv	ECv	7%	13,80%	13,80%	22,40%	28,20%	28,60%
Ординаты аналитической кривой обеспеченности							
Обеспеченность: 0,1%		390					
1%		310	15	0,38	0,42	1,58	0,4
5%		250	10,9	0,27	0,34	1,13	0,25
20%		190	7,2	0,16	0,25	0,7	0,12
30%		170	6	0,13	0,22	0,57	0,09
50%		145	4,4	0,09	0,18	0,38	0,05
70%		125	3,2	0,06	0,14	0,23	0,03
80%		115	2,8	0,04	0,11	0,16	0,02
90%		100	2,1	0,03	0,09	0,09	0,01
95%		90	1,8	0,02	0,07	0,04	0,01

99%		80	1,3	0,01	0,035	0,01	0,01
99,90%		70	1,2	0,01	0,01	0	0,01

1. Лучишева А.А. Практическая гидрология. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 440 с.
2. Материалы по режиму рек СССР. Водный кадастр Союза ССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1941. – 422 с.
3. Рождественский А.В., Чеботарев А.И. Статистические методы в гидрологии. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 424 с.

177

УДК 551.510:001.57:31

К.І. Жебровська

Методологія репрезентативного пробовідбору ґрунту при радіоекологічному моніторингу

Забезпечення репрезентативності пробовідбору та достовірності результатів вимірювань є основою різних видів аналізу результатів спостережень і прогнозів. Особливо актуальні питання репрезентативного пробовідбору при проведенні радіологічного моніторингу. На обраних ділянках, що характеризуються різними ландшафтними умовами, видами землекористування та радіоактивних випадіння (конденсаційною та паливною компонентами), проведено експериментальний пробовідбір ґрунту. Внаслідок статистичної обробки експериментальних даних запропоновано методику розрахунку мінімально необхідного об'єму вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs рівномірно забрудненого майданчика з заданою відносною похибкою.

Вступ

Основою різних видів аналізу результатів спостережень і прогнозів є забезпечення репрезентативності пробовідбору та достовірності результатів вимірювань. Питання репрезентативного пробовідбору особливо актуальні при проведенні радіологічного моніторингу [1]. За наявності паливних частинок (ПЧ) у первинних радіоактивних випадіннях забруднення ґрунту навіть на невеликих ділянках пробовідбору може бути вкрай неоднорідним. Це зумовлено як високою активністю окремих паливних частинок, що потрапили в пробу, так і впливом неоднорідностей мікрорельєфу, поширенням рослинності на локальне осадження і розподілом радіонуклідів. Значний вплив на подальший перерозподіл радіонуклідів у верхніх шарах ґрунту має біогенний фактор - життєдіяльність рослин, мікроорганізмів, диких тварин та людей. Наявність окремих паливних частинок у відібраній ґрунтовій пробі може також спричинити значні помилки під час вимірювання її активності. Наприклад, результат гамма-спектрометричних вимірювань може варіюватися в межах кількох порядків залежно від розміщення ПЧ у вимірювальній ємності, її геометрії та відношення активності ПЧ до активності решти зразка. При використанні невеликих наважок для радіохімічних аналізів існує ймовірність попадання окремих гарячих частинок в зразок. В цьому випадку активність вимірюного зразка може також не відповідати активності всієї проби [2].

Радіонукліди, що випали на поверхню, мігрують в глибину ґрунтового шару [3]. На орних землях радіонукліди, що випали на поверхню ґрунту, рівномірно перемішуються в орному шарі і з часом мігрують у підорний шар, що також важливо враховувати під час пробовідбору ґрунту. Нехтування фактором вертикальної міграції може призвести до істотних помилок при оцінці щільності забруднення території даним радіонуклідом. В подальшому ^{137}Cs і трансуранові елементи на землях, що не оброблялись після аварії, перебувають у верхньому, 5-10-сантиметровому шарі ґрунту. Основний запас ^{90}Sr (понад 95% активності) зосереджено в 30-сантиметровому шарі. Однак в кількох точках значна частка радіостронцію (понад 20%) промігрувала глибше 30 см [4]. На орних угіддях радіонукліди більш-менш рівномірно перемішані в орному шарі (глибина 18-20 см) і мігрують у підорний шар ґрунту. За різними даними [5], на експериментальних орних

© К.І. Жебровська

178

ділянках на період 1997-1998 рр. у підорний шар перейшло не більше 10-20% від загального вмісту радіонуклідів. Проведені нами виміри показали, що в реальних умовах ведення сільськогосподарських робіт глибина орного шару ґрунту складає лише 13-15 см. Нижче 13

см знаходиться 14% активності ^{137}Cs , нижче 15 см - близько 6%. Однак з часом ситуація буде змінюватися. Про це свідчать результати спостережень за вертикальною міграцією радіонуклідів в Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) [4], а також - за наслідками аварії на ВО "Маяк" в 1957 р. [6].

Таким чином, у даний час для визначення щільності забруднення ґрунту радіонуклідами в цілому достатньо відбирати проби на глибину 30 см практично на всій забрудненій території.

Враховуючи значну трудомісткість робіт з пробовідбору і високу вартість вимірювань, актуальним стає питання оптимізації процесу відбору проб та вимірювань з заданою похибкою за мінімальних витрат. Тому виникає необхідність визначення мінімально необхідної кількості проб для отримання середньовибіркового значення, що з заданою похибкою відрізняється від "дійсного" значення при вибраному регламенту відбору проб.

Незважаючи на існування цілого ряду методик і рекомендацій, для оцінки щільності радіоактивного забруднення ґрунту [7-12], як і раніше, актуальним залишається завдання розробки принципів представницької експериментальної оцінки щільності забруднення територій.

1. Методи та об'єкти дослідження

Вибір 17-ти експериментальних ділянок на паливних чи конденсаційних слідах забруднення був зумовлений існуванням двох типів чорнобильських радіоактивних випадінь. Ділянки, забруднені паливною компонентою радіоактивних випадінь, були вибрані на території Чорнобильської зони відчуження. Експериментальні ділянки на конденсаційних слідах ("цезієвих плямах") були вибрані як у Чорнобильській зоні відчуження, так і за її межами, на прилеглих територіях. Експериментальні ділянки характеризуються широким спектром забруднення ґрунту ^{137}Cs в діапазоні від 50 кБк/м² до 30 МБк/м². На обох слідах випадінь (паливному та конденсаційному) ділянки вибиралися на цілих землях (або староорних) та на землях, які й зараз використовуються у сільському господарстві (орні поля). За ландшафтними умовами експериментальні ділянки відносять до трьох груп ландшафтів: заплавні, рівнинні та водороздільні, серед них є лісові ділянки.

Обрана ділянка була розмічена відповідно до запланованого кроку пробовідбору (покривалася мережею пробовідбору). Відбір проб ґрунту проводився в кожному вузлі мережі (систематичний пробовідбір [13]) за допомогою двох видів пробовідбірних інструментів: кільця (0 13,2 см) та пробовідбірника (0 3,7 см). Відбір проб кільцем на глибину 5 см проводився тільки на цілині. Відбір проб ґрунту пробовідбірником на глибину 30 см із кроком 10 м і 2 м проводився у такий спосіб: у кожній точці (вузлі мережі) за методом конверту з стороною не більше 10 см відбиралося 5 проб (уколів). Центральна проба упаковувалася в один окремий пакет, чотири кутові разом упаковувалися в інший окремий пакет. Це дозволило в кожній такій точці отримати дані за трьома площами пробовідбору (0,001 м²; 0,004 м² і 0,005 м²), що збільшує достовірність статистичних досліджень.

179

При обробці отриманих результатів з метою виявлення статистично значущих факторів використовувались загальноприйняті методи дисперсійного і регресивного аналізу [14]. Мінімально необхідне число проб для оцінки середнього значення визначається за формулою [15]:

$$n \geq \left\{ \frac{U_p \cdot \sigma_{\ln}}{\ln(1 + \delta)} \right\}^2, \quad (1)$$

де $\sigma_{\ln}$ - середнє квадратичне відхилення логарифма вмісту ^{137}Cs в пробах досліджуваного об'єкта; U_p - квантиль нормального розподілу довірчої ймовірності P ; δ - відносна похибка оцінки середнього значення вмісту радіонукліда в пробах.

2. Результати та обговорення

Внаслідок присутності паливних частинок в первинних випадіннях забруднення ґрунту є неоднорідним навіть на невеликих за площею ділянках. На все це накладаються

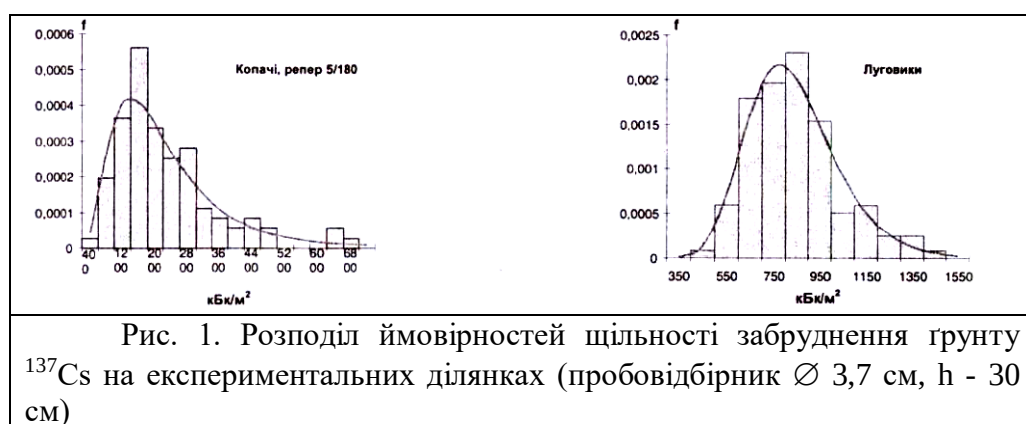
похибки вимірювань. Таким чином, будь-яка оцінка забруднення ґрунту в межах деякої ділянки за умов відсутності глобального градієнту випадінь має розглядатись як випадкова величина [16, 17].

Вміст радіонукліду в пробах ґрунту є позитивною величиною, а щільність забруднення ґрунту відповідає вмісту радіонукліду в пробах ґрунту. Дані літератури [16, 17], а також статистична обробка і аналіз отриманих результатів показують, що ця величина на рівномірно забруднених ділянках відповідає логнормальному закону розподілу ймовірностей:

$$f(C_n) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot C_n \cdot s_n} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln(C_n) - \mu_n}{s_n} \right)^2}, \quad (2)$$

де C_n - щільність забруднення ґрунту; μ_n - середній логарифм щільності забруднення; s_n - середнє квадратичне відхилення логарифма щільності забруднення.

На рис. 1 наведені характерні гістограми розподілу ймовірностей щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs (кБк/м²). Показано [14], що за критерієм Колмогорова, при рівні значимості 0,05 їх розподіл не суперечить логнормальному закону.



Пробу ґрунту, відібрану пробовідбірником з більшою площею, можна розглядати як деяке число проб (n), що відібрані пробовідбірником з меншою площею поруч одна біля одної. Вміст радіонукліду в таких пробах буде статистично залежною величиною. Вміст радіонукліду в пробі ґрунту, яка відібрана пробовідбірником з більшою площею,

180

в першому наближенні можна розглядати як усереднену величину вмісту радіонукліду в статистично залежних пробах, що відібрані меншим пробовідбірником. Дисперсія середнього значення таких n статистично залежних випадкових величин [14] залежить від коефіцієнтів кореляції r_{ij} між вмістом радіонукліду в пробах ґрунту. Оскільки в нашому випадку всі проби розташовані компактно, то значення r_{ij} близькі, і в першому наближенні будемо вважати їх рівними r - деякому ефективному коефіцієнту кореляції. Тоді будемо мати простий вираз для дисперсії середнього значення:

$$\sigma_{cp}^2 = \frac{\sigma^2 \cdot (1 + r \cdot (n - 1))}{n}. \quad (3)$$

В цьому випадку $n=S/S_0$ де S - площа відбору будь-якого пробовідбірника, $S_0 = 0,00107 \text{ м}^2$ - площа пробовідбору пробовідбірника, що використовувався нами ($\varnothing$ 3,7 см). Середнє квадратичне відхилення логарифму щільності забруднення ґрунту буде визначатись такою залежністю:

$$s_n = \frac{0,0327 s_{0,n}}{\sqrt{S}} \sqrt{1 + r \cdot \left(\frac{S}{0,00107} - 1 \right)}, \quad (4)$$

де $S_{0,n}$ - середнє квадратичне відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту при відборі проб пробовідбірником з діаметром $\varnothing$ 3,7 см.

Для експериментальних майданчиків, на яких площа пробовідбору мала різні значення, на основі виразу (4) було визначено ефективний коефіцієнт кореляції. Проведений

дисперсійний аналіз [14] таких факторів, як тип випадінь і вид угідь показав, що статистично значимим фактором є тип випадінь ($r=0,65$ - конденсаційний слід, $r=0,21$ - паливний слід).

На основі отриманих результатів були побудовані дві узагальнені залежності для середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту від робочої площі пробовідбірника.

Наведена залежність дуже важлива для аналізу значень середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту, що отримані для різних експериментальних майданчиків при відборі проб пробовідбірниками з різною робочою площею. Ця залежність дозволяє перераховувати ці значення

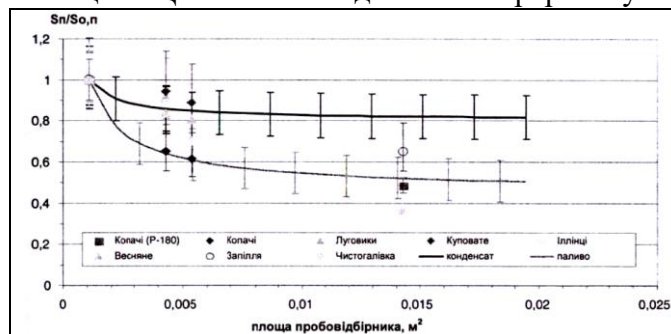


Рис. 2. Залежність нормованого середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту від площі пробовідбірника

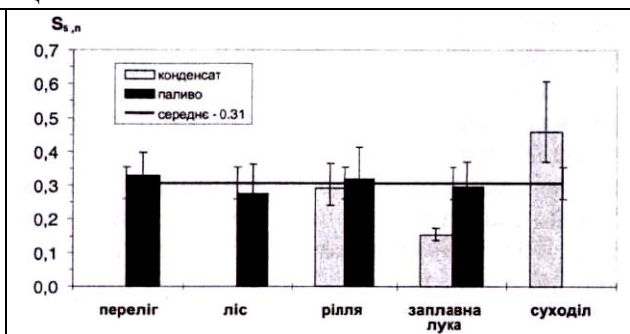


Рис. 3. Вплив типу випадінь і деяких особливостей ландшафту на середнє квадратичне відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs за площі пробовідбору $0,0054 \text{ м}^2$

181

на одну площу пробовідбірника. Відповідно до неї всі значення середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs , отримані на різних майданчиках (S_n), були перераховані (нормовані) на єдину площу пробовідбірника ($S_{5,n}$). За таку площу було прийнято величину $0,0054 \text{ м}^2$, що відповідає об'єднаній пробі, яку одержуємо в результаті п'яти поруч розташованих уколів пробовідбірником діаметром $\varnothing 3,7 \text{ см}$. Результати проведеного дисперсійного аналізу значень середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs для різних майданчиків, приведених до площі пробовідбору $0,0054 \text{ м}^2$, показані на рис. 3.

Таким чином, забруднення різноманітних ландшафтів ^{137}Cs на безградієнтних майданчиках задовільно описується логнормальним законом розподілу ймовірностей. Середнє квадратичне відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs на безградієнтних щодо забруднення майданчиків за площі пробовідбору $0,0054 \text{ м}^2$ (п'ять поруч розташованих уколів пробовідбірником діаметром $\varnothing 3,7 \text{ см}$) не залежить від щільності забруднення, типу випадінь, особливостей ландшафту й у першому наближенні може розглядатися як нормально розподілена випадкова величина з відомими параметрами: $S_{5,n} \sim N(0,31; 0,10)$ при похибці вимірювання вмісту ^{137}Cs у пробах ґрунту на рівні $(\pm\sigma)$, що не перевищує 10%.

Відповідно до результатів отриманих статистичних висновків і оцінки середнього квадратичного відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs була побудована номограма, яка дозволяє швидко визначати мінімально необхідну кількість проб для отримання середнього значення щільності забруднення ґрунту з заданою відносною похибкою δ і довірчою ймовірністю $P=0,95$ при відносній похибці вимірювань на рівні $(\pm\sigma)$ $\delta_{\text{вим}} \leq 10\%$. На номограмі також показані можливі похибки для n на рівні $\pm\sigma$. Ці похибки зумовлені розкидом оцінки середнього квадратичного відхилення логарифму щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs при відборі проб на різних майданчиках. При розрахунках кількість проб була округлена "вгору" до найближчого цілого значення, що призвело до "сходинок" на номограмі (рис. 4).

Якщо похибка вимірювань вмісту ^{137}Cs у ґрунті на рівні $\pm\sigma$ перевищує 10%, необхідно відібрати додаткове число проб для того, щоб врахувати це при оцінці середнього значення. Для цього побудована додаткова номограма, яка дозволяє визначати додаткову мінімально

необхідну кількість проб для забезпечення неперевищення відносної похибки δ при оцінці середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs (рис. 5).

182

Наприклад, необхідно визначити мінімальний об'єм вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs із відносною похибкою 30%. Апаратура дозволяє визначати вміст ^{137}Cs в пробах ґрунту з відносною похибкою на рівні $\pm\sigma$, рівній 20%. Перша номограма показує, що необхідно відібрати не менше чотирьох незалежних проб (в середньому) або сім (з урахуванням похибки 10%). Площа пробовідбору має дорівнювати 0,0054 м² (п'ять поруч розташованих уколів пробовідбірником діаметром $\varnothing$ 3,7 см змішані в єдину пробу). В кожній такій пробі має бути окремо виміряні вміст ^{137}Cs . Друга номограма показує, що додатково необхідно відібрати ще дві аналогічні проби. Таким чином, для зазначених вище умов загальний мінімально необхідний об'єм вибірки для оцінки ^{137}Cs дорівнює шістьом (в середньому) або дев'ятом (з урахуванням похибки) незалежним пробам.

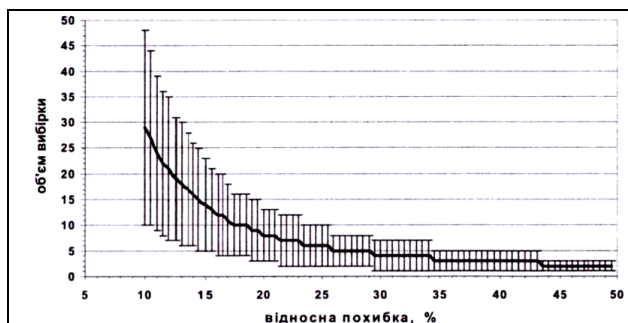


Рис. 4. Номограми розрахунку мінімально необхідного об'єму вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs із заданою відносною похибкою при відносній похибці вимірювання на рівні $(\pm\sigma) d_{\text{вим}} \leq 10\%$

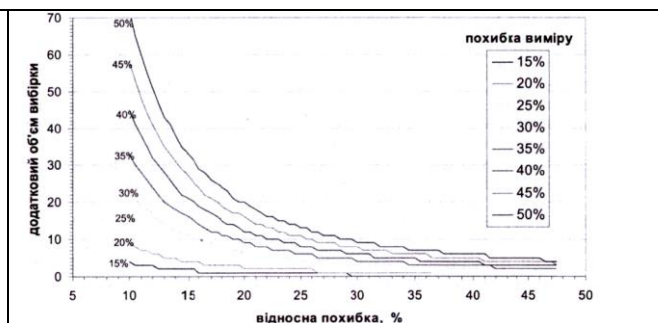


Рис. 5. Номограми розрахунку мінімально необхідного додаткового об'єму вибірки для оцінки середнього забруднення з заданою відносною похибкою при відносній похибці виміру на рівні $(\pm\sigma) d_{\text{вим}} > 10\%$

Таким чином, розроблена методика розрахунку мінімально необхідного обсягу вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs . Для зручності її практичного використання побудовані відповідні номограми (рис. 4, 5).

183

Проби ґрунту, що відбираються для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту на безградієнтному щодо забруднення майданчику, мають бути статистично незалежними. Тобто вміст радіонукліда в одній пробі ґрунту не повинен корелювати з вмістом того ж радіонукліда в інших пробах. Це говорить про те, що відстань між точками відбору проб ґрунту має перевищувати визначену величину, яка, можливо, залежить від характеристик майданчика, - так званий радіус впливу проби. Для оцінки радіуса впливу проби ґрунту, як і в [7], була використана нормована коваріаційна функція. За радіус впливу проби ґрунту приймалася відстань відповідного перетину її з віссю ординат.

Для вивчення поведінки кореляційної функції в різних умовах на восьми основних експериментальних майданчиках були вибрані додаткові майданчики, де з кроком 5 см (переліг) і 10 см (рілля) циліндричним пробовідбірником діаметром $\varnothing$ 3,7 см було відібрано по 25-100 проб. На трьох із цих майданчиків (перелогових) у тих самих місцях із кроком 0,2 м були відібрані проби кільцем $\varnothing$ 13,2 см і, паралельно, пробовідбірником із таким же кроком. Для кожного такого майданчика були розраховані емпіричні кореляційні функції. Внаслідок проведеного статистичного аналізу не виявлено значущого впливу щільності і типу радіоактивних випадіннь, ландшафтних особливостей і обробки ґрунту на поведінку кореляційної функції при відборі проб циліндричним пробовідбірником діаметром $\varnothing$ 3,7 см. Тому при побудові тренда отримані емпіричні кореляційні функції для різноманітних майданчиків були спільно оброблені методом ковзного середнього.

Було встановлено, що незалежно від щільності й типу радіоактивних випадінь, ландшафтних особливостей і обробки ґрунту, середнє значення радіуса впливу ґрунтової проби, відібраної з площі принаймні не більше $0,014 \text{ м}^2$, у першому наближенні не перевищує $r_n < 0,2-0,3 \text{ м}$. Вміст радіонуклідів у пробах (у тому числі й узагальнених) із зазначеної площі на однорідно забрудненому майданчику на відстані один від одного (між центрами пробовідбору), що перевищує $0,6 \text{ м}$, слід вважати статистично незалежними величинами.

3. Висновки

В результаті проведеної роботи встановлено:

- Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на безградієнтних майданчиках задовільно описується логнормальним законом розподілу ймовірностей.
- Середнє квадратичне відхилення логарифма щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs на безградієнтних щодо забруднення майданчиків при площі пробовідбору $0,0054 \text{ м}^2$ не залежить від щільності забруднення, типу випадінь, особливостей ландшафту й у першому наближенні може розглядатися як нормально розподілена випадкова величина з відомими параметрами: $S_{5,n} \sim N(0,31; 0,10)$ при похибці вимірювання вмісту ^{137}Cs у пробах ґрунту на рівні $(\pm\sigma)$, що не перевищує 10% .
- Запропоновано методику розрахунку мінімально необхідного об'єму вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs рівномірно забрудненого майданчика з заданою відносною похибкою.
- Незалежно від щільності і типу радіоактивних випадінь, ландшафтних особливостей і обробки ґрунту, середнє значення радіуса впливу ґрунтової проби (в тому числі й узагальненої), відібраної з площі не більше $0,014 \text{ м}^2$,

184

у першому наближенні не перевищує 30 см . Вміст радіонуклідів у пробах, відібраних з таких площ на однорідно забрудненому майданчику на відстані одне від одного більше 60 см , у першому наближенні будуть статистично незалежними величинами.

1. Тимчасові вимоги до проведення комплексного моніторингу та оцінки радіологічної якості забруднених територій в різних ландшафтно-геохімічних зонах: Методичні рекомендації. - К., 1996.
2. *Bunzl K.* Probability for Detecting Hot particles in Environmental Samples by Sample Splitting //Analyst, 1997. - July. - Vol. 122.
3. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. - М.: Энергоиздат, 1981.
4. *Кашипаров В.А.* Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра биол. наук. - Обнинск, 2000.
5. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр.: Методичні рекомендації. - К., 1998.
6. *Караваєва Е.Н., Молчанова И.В.* Поведение радионуклидов в переувлажненных почвах зон воздействия ядерного предприятия на Урале. - Экология, 1997. - № 3.
7. Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. - К., 1991.
8. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах. - М., 1990.
9. Экспресс-методика оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия по данным гамма-съемки местности с учетом радионуклидного состава и распределения радионуклидов по профилю почвы. - К., 1989.
10. Методические рекомендации по проведению комплексного радиологического мониторинга территорий расположения АЭС. - О., 1986.
11. Инструкция по обследованию радиационной обстановки на загрязненных территориях. - М., 1988.
12. *Махонько К.П., Силантьев А.Н., Шкуратов И.Г.* Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. - Л.: Гидрометеиздат, 1985.
13. *Field Sampling Methods for Remedial Investigations / Mark E. Byrnes. Contributors Donna M. Leydorf, David B. Smet.* - Levis Publishers, 1994. - 254 p.
14. *Четыркин Е.М., Калихан И.Л.* Вероятность и статистика. - М.: Финансы и статистика, 1982.
15. *Жебровська К.І.* Визначення необхідного числа проб для оцінки середніх величин забруднення молока радіонуклідами в населених пунктах // Аграрний вісн. - 2000. - № 5.

16. Пристер Б.С., Хомутигин Ю.В., Перепелятникова Л.В. Оценка "гарантированных" коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. - К., 1991. - Вып. 1.

17. Фесенко С.В., Черняева Л.Г., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Вероятностный подход к прогнозированию радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции // Атомная энергия. - 1993. - Т. 74. - Вып. 6.

Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології

185

УДК 550.424.4: 556.314

С.И. Киреев, М.Н. Борисюк, А.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко

Вымывание как процесс вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод на пойменных участках и в мелиоративных каналах

Проанализированы результаты двух экспериментов по физическому моделированию радиоактивного загрязнения поверхностных вод в условиях нерегулярного, замедленного водообмена на затопливаемой части речной поймы при половодье, паводке или подпорных явлениях, а также при практически полном отсутствии водообмена на затопленных участках откосов каналов. Получены характеристики выщелачивания ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от абсолютной отметки, периодичности предшествующего затопления участка и экспозиции элюэнта над монолитом с учетом толщины эффективного слоя массообмена. Описан механизм поступления радионуклидов в раствор в условиях эксперимента. Установлено, что условия более частого затопления обеспечивают максимальный валовый выход ^{137}Cs и минимальный выход ^{90}Sr в раствор при последующих паводках. Максимальные удельные активности продуцируемых в застойном режиме органических взвесей отмечаются на 57-60-ые сутки.

Радиоактивное загрязнение поверхностных вод р. Припять происходит вследствие смыва радионуклидов с водосборов и поймы, обмена их в системах "почва-вода" и "донные отложения - вода", поступления с водами притоков, в том числе искусственных - мелиоративных каналов, а также - с грунтовыми водами. Интенсивность этих процессов в значительной степени определяется формами нахождения радионуклидов, гидрологическим и гидрогеологическим режимами. Миграционная способность загрязнителей и, следовательно, интенсивность поступления в поверхностные и грунтовые воды определяются их растворимостью. В результате поверхностного смыва в периоды весенних и дождевых паводков определенная доля выпадений переходит во взвешенное и растворенное состояния. Скорость латеральной миграции радионуклидов существенно возрастает и может резко изменить радиационную обстановку в реке за короткий промежуток времени. Гидродинамическое воздействие паводковых вод ведёт также к взмучиванию придонных гелей, захороненных радиоактивных донных отложений и переносу их на значительные расстояния (наблюдалось весной 1999 г. в реках Припять и Днепр). Исследования Н.И. Иванушкиной, Г.П. Рябцевой и др. (1988-1992 гг.) показали, что наибольшему радиоактивному загрязнению подвержены поверхностные и грунтовые воды затопленных или подтопленных территорий.

Для прогнозных целей чрезвычайно важным представляется оценить динамику выщелачивания основных дозообразующих нуклидов из матрицы, поскольку этот процесс определяет функцию источника - ключевой параметр математических моделей миграции загрязнений. Результаты лабораторных исследований выщелачивания радионуклидов из почв зоны отчуждения, представленные в опубликованных и фондовых источниках [1-6], иногда существенно отличаются друг от друга. Одной из причин этого, по-видимому, являются разные условия экспериментов, в частности, соотношение твёрдой и жидкой фаз, температура, время экспозиции, макрохимический состав выщелачивающих агентов и т.п. Существенную роль может играть место отбора монолитов. Даже в ближней зоне ЧАЭС

© С.И. Киреев, М.Н. Борисюк, А.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко, 2001

186

состав выпадений меняется весьма существенно - от типично топливных до конденсационных, несмотря на то, что последние обычно характерны для удалённых от станции районов.

ЭКСПЕРИМЕНТ 1. Для изучения кинетики выщелачивания в условиях непродолжительного стояния паводковых вод над загрязненными участками территории в лаборатории ГНПП "РАДЭК" были проведены эксперименты на образцах почв правобережной поймы р. Припять, контактирующих с речной водой. Удельная и объемная активности твердой и жидкой фаз модели исследовались отдельно.

Выполненные исследования позволили проследить поведение ^{137}Cs и ^{90}Sr в условиях, приближенных к природным, оценить растворимость их соединений, установить преобладающие формы миграции радионуклидов, характерные для различных режимов увлажнения почв на различных высотных отметках, выяснить роль локальных вариаций ландшафтно-геохимических условий и на этой основе выполнить прогнозные расчеты переноса радионуклидов.

Объектами исследования послужили три монолита из разреза на участке "Новошепеличи" в районе Семиходовского затона. Максимальная мощность монолитов составила 7-8 см. Площадь образцов колебалась от 1250 до 399 см² (размеры монолитов составляли: первый - 50x25 см, а два других - по 21x19 см, все задернованы). Удельная активность грунтов составляла от 44 до 92 кБк на кг сухой массы по ^{137}Cs и от 19 до 42 кБк/кг по ^{90}Sr . Данные об особенностях мест отбора монолитов и их литологическом составе представлены в табл. 1.

Таблица 1. Характеристика монолитов, использованных в первой серии экспериментов по водному выщелачиванию

Номер п/п	Отметка Балтийской системы высот, м	Особенности ландшафта	Литологический состав
1	104	Склон крутизной 1-2° в 2 м от уреза воды	Песок серый, мелко-среднезернистый, оглеенный, гумусированный
2	107	Локальный водораздел	Песок средне-мелкозернистый, слабо гумусированный
3	106	Тальвег полубессточного понижения	Песок светло-серый, мелкозернистый до пылеватого, гумусированный

Отобранные монолиты помещались в водонепроницаемые боксы и заливались 15-20 л речной воды с помощью сифона небольшого диаметра так, чтобы не взмутить осадки. Исходная объёмная активность речной воды, использованной для заливки монолитов, составляла: по ^{137}Cs - 280, а по ^{90}Sr - 670 мБк/л. При отборе проб воды (объёмом 13-15 л) также использовался сифон, который погружался на глубину до 4-5 см над поверхностью раздела фаз.

После каждого отбора пробы прежний объём воды в модели восстанавливался путем долива свежей речной. Отбор проб производился через 1, 2, 3, 4, 5 и 6 суток, т.е. в течение 21 суток, что соответствует условиям затопления поймы при половодьях обеспеченностью стока около 50% и меньшей. Результаты проведенных исследований приведены в табл. 2.

Все три монолита представлены преимущественно песками, в разной степени оглеенными и гумусированными. Исходя из этого, следовало ожидать, что определяющим степень выщелачивания показателем должен оказаться не состав выпадений, идентичный для всех участков, и (или) литологический состав затапливаемых грунтов,

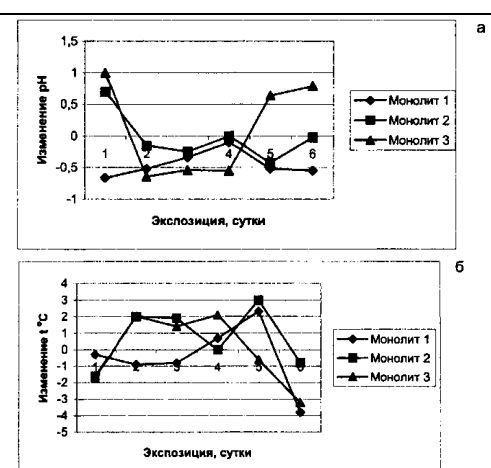
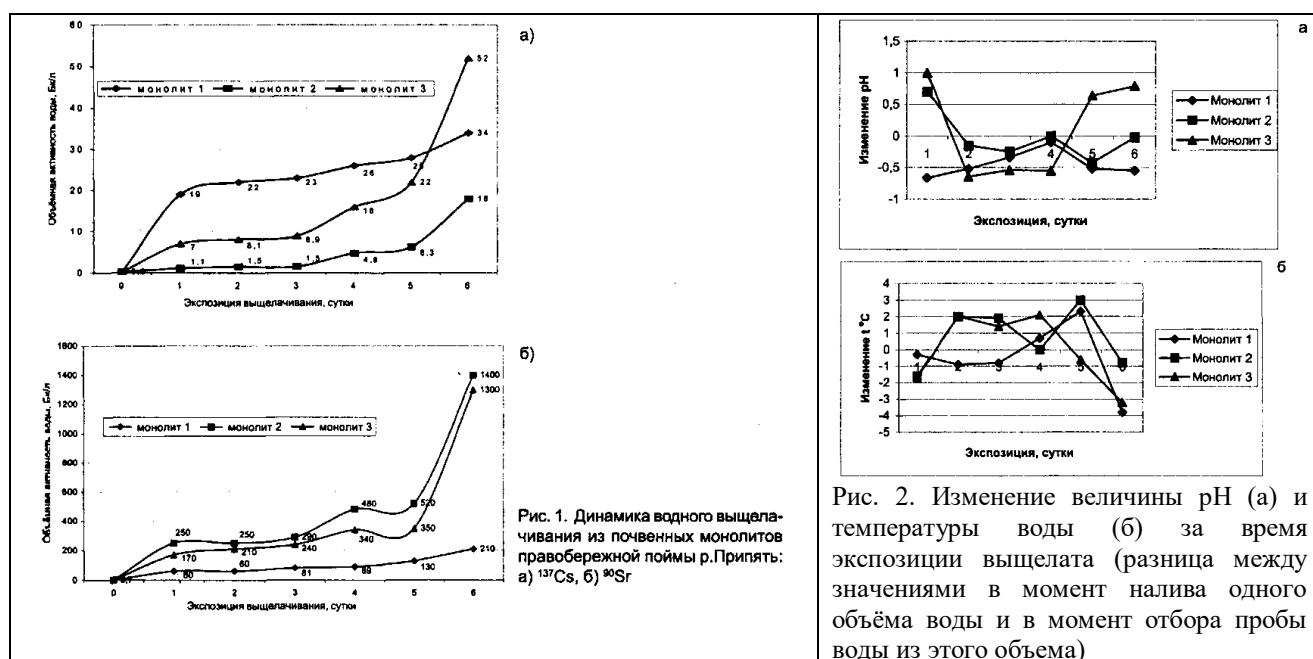
187

Таблица 2. Степень выщелачивания радионуклидов из монолитов правобережной поймы р. Припять в статических условиях

№ монолита	Число смен объёмов воды	Запас активности в монолите, кБк		Доля радионуклидов в выщелате, %		$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в выщелатах			$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в почве
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	От	До	Среднее	

		270	120	0,64	3	2,7	3,8	3,3	0,42
2	6	220	140	0,36	16	82	230	150	0,62
3	6	380	190	0,23	9,8	16	27	23	0,50

а степень их промытости и режим увлажнения. Действительно, совершенно очевидно (рис. 1), что количество ^{90}Sr и ^{137}Cs , переходящих в раствор из твердой фазы почв, зависит от продолжительности затопления элементов рельефа поймы. Вместе с тем темпы накопления продуктов деления в воде (выщелате) меняются во времени. После каждого цикла пробоотбора модель пополнялась новой порцией речной воды, т.е. если пренебречь запасом радионуклидов в оставшейся после отбора пробы части объема жидкой фазы, каждый новый цикл выщелачивания начинался почти с нуля. Наиболее существенный выход радионуклидов в раствор зафиксирован за первые сутки эксперимента. Причём если над монолитами с редко затапливавшихся участков (монолиты 2 и 3, рис. 1) объемная активность ^{137}Cs увеличилась лишь в 3,6 и 23 раза, то над монолитом 1 (с расположенного в 2 м от уреза воды участка) - в 63 раза. Обратная зависимость наблюдается для ^{90}Sr . Его объёмные активности за первые сутки максимально увеличились в воде над монолитами 2 и 3 - соответственно, в 360 и 240 раз, а над монолитом 1 - лишь в 86 раз.



Любопытно, что интенсивности выщелачивания при экспозиции от 1 до 3 суток (см. рис. 1), а, следовательно, и концентрации радионуклидов к моменту отбора проб оказывались практически равными, в пределах погрешности измерений, для каждого из монолитов. Заметный подъём концентраций как ^{137}Cs (более крутой), так и ^{90}Sr наступал спустя 10-11 суток после начала эксперимента или на четвёртые-пятые сутки экспозиции несменяемого объема воды над монолитом. Можно предположить, что через 10-11 суток после начала затопления наступало нарушение термодинамического и химического равновесия между твёрдой и жидкой фазами почвы. Это связано с изменениями водородного показателя (pH) и температуры в ходе эксперимента (рис. 2). Причём наиболее резкий подъём концентрации ^{137}Cs - в 3,2 раза - произошел в воде над монолитом 2, отобранным на водоразделе; наименее заметное увеличение (в 1,1 раза) - над наиболее часто затапливавшимся участком склона (монолит 1). Однако для монолита 1, отобранного на минимальной высотной отметке, характерно максимальное выщелачивание ^{137}Cs - 0,64% от активности твёрдой фазы (табл. 2). Выщелат над этим монолитом также отличается максимальными абсолютными значениями, хотя по запасу радионуклида в почве он уступает монолиту 3. Несколько меньший (0,36%) переход радиоцезия в раствор наблюдался для

монолита, отобранного на местном водоразделе. И, наконец, минимальное выщелачивание этого нуклида отмечено из монолита, отобранного на дне западины, где обычно происходит вторичное накопление ^{137}Cs .

Таким образом, условия более частого затопления обеспечивают максимально высокий валовой выход ^{137}Cs и минимальный выход ^{90}Sr в раствор при последующих паводках. На низких частях пойм, в отличие от водоразделов, большая часть ^{137}Cs равномерно подготовлена к растворению, что выражается в плавной динамике выщелачивания. На водоразделе интенсивность выхода

189

радионуклида в раствор резко повышается через 10-11 суток после затопления, что может быть связано с изменениями в соотношении форм нахождения радионуклида.

Следует отметить, что контроль гидрохимических параметров в ходе эксперимента позволил выявить снижение pH воды, обеспечивающее формирование кислой глеевой обстановки в модели, что способствовало удержанию ^{137}Cs на взвешах и в растворе. Уменьшение абсолютных значений pH по ходу эксперимента свидетельствует также о наличии обратной зависимости между этой характеристикой и содержанием растворенного ^{90}Sr . В некоторой степени содержание радионуклидов в растворе зависело и от изменений его температуры (в диапазоне 19-23°C для первого монолита и 11-21°C - для остальных двух).

В отличие от ^{137}Cs , радиостронций переходит в раствор из затопляемых почв на 1-2 порядка интенсивнее. Если в твёрдой фазе всех трёх монолитов отмечается примерно двукратное преобладание ^{137}Cs , то в жидкой фазе, как правило, превалирует ^{90}Sr . Это явление, по-видимому, связано с более высокой способностью ^{137}Cs к сорбции. Отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в выщелатах достаточно устойчивы во время эксперимента и весьма существенно отличаются друг от друга для разных монолитов (см. табл. 2). Доля стронция-90 в выщелате заметно возрастает с увеличением абсолютной отметки мест отбора монолитов (рис. 3), т.е. с уменьшением времени нахождения почвенного слоя в затопленном состоянии. Если темпы высвобождения продуктов деления из топливной матрицы выше темпов выноса их из почвы грунтовыми и/или поверхностными водами, подобная зависимость может означать накопление в поровом пространстве грунтов зоны аэрации некоторой доли миграционно способного радиостронция, который легко выносятся при замачивании.

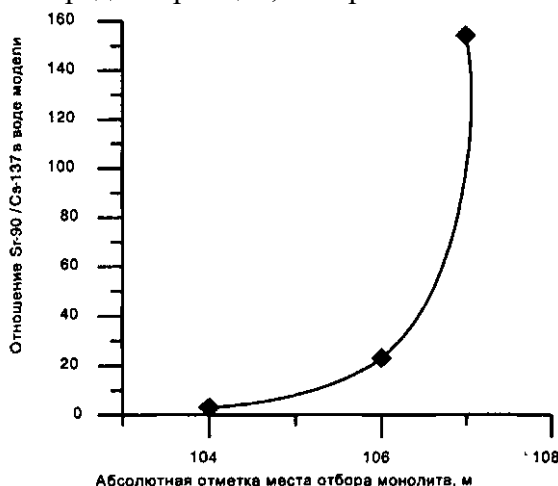


Рис. 3. Отношение Sr-90/Cs-137 в выщелатах в зависимости от абсолютной отметки мест отбора монолитов

Сравнение результатов лабораторных экспериментов по выщелачиванию продуктов деления из почвенно-растительного слоя зоны отчуждения, выполненных в разное время, различными исполнителями и при различных условиях, требует большой осторожности. Несмотря на принципиальные различия подходов к постановке экспериментов и используемых исходных материалов, на наш взгляд, представляет интерес сопоставление полученных в настоящей работе данных с описанными в [6].

190

Авторы [6] использовали для экспериментов 3 образца почв, отобранных на одном и том же участке водосбора, и одну пробу из поймы р. Припять. Воздушно-сухие издробленные пробы почвы заливались дистиллированной водой в отношении 1:5 по объёму. Экспозиция составляла 1 сутки. В течение эксперимента проба периодически перемешивалась, т.е. материал внутри модели поддерживался в состоянии суспензии, что обеспечивало максимальную площадь соприкосновения фаз и, соответственно, наиболее благоприятные условия водного выщелачивания. Отбор проб был осуществлен в 1986 г. Обобщенные результаты экспериментов по выщелачиванию ^{90}Sr и ^{137}Cs в статических условиях в 1986 [6] и 1996 гг. приведены в табл. 3.

Таблица 3. Сравнение выщелачивания ^{90}Sr и ^{137}Cs из почв зоны отчуждения

№ проб, монолитов	Тип почв, элемент рельефа	Выход в эксперименте, %		Источник
		^{90}Sr	^{137}Cs	
1	Песчаная оглеенная, склон 1-2°	5,1	0,64	Настоящая работа
2	Песчаная слабогумусированная, локальный водораздел	18,2	0,36	
3	Песчаная слабогумусированная, дно локальной западины	9,7	0,23	
270/3-1	Дерново-слабоподзолистая, глееватая, супесчаная, равнина	1,8	0,13	[6]
270/3-2	Дерновая, оподзоленная, супесчаная, равнина	5,5	0,38	[6]
270/3-3	Торфяно-болотная, равнина	3,9	1,3	[6]
350-5	Дерновая глеевая, глинисто-песчаная, пойма	0,89	0,12	[6]

Несмотря на более жёсткие условия эксперимента, описанного в [6], выщелачивание ^{90}Sr оказалось в 1996 г. в целом выше, чем в 1986 г. Данные по ^{137}Cs вполне сопоставимы. Основной причиной наблюдаемого явления, по-видимому, является разрушение со временем топливной матрицы и, соответственно, облегченный выход продуктов деления из последней. Если быстрая сорбция ^{137}Cs после высвобождения из матрицы в значительной степени нивелирует данные двух экспериментов, для химически менее активного стронция разрушение матрицы сказывается на выщелачивании из почв гораздо сильнее.

На завершающем этапе вышеописанного модельного эксперимента были оценены отношения водорастворенных и взвешенных форм ^{137}Cs в жидкой фазе (табл. 4).

Таблица 4. Цезий-137 в суспензии из монолитов поймы р. Припять

№ монолита	Объёмная активность, Бк/л		Отношение взвесь/фильтрат	^{137}Cs на взвеси, % активности твердой фазы
	Фильтрат	Взвесь		
1	27,8	444,0	16,0	1,6
2	17,8	185,0	10,4	0,08
3	107,3	518,0	4,8	0,14

Как свидетельствуют данные, приведенные в табл. 4, взвешенные формы ^{137}Cs заметно преобладают над растворенными. При этом следует иметь в виду, что самые мелкие взвеси и коллоидные формы способны проходить сквозь фильтр "синяя лента", и в действительности вклад взвешенных форм в перенос ^{137}Cs может оказаться ещё выше.

В суспензии из монолитов 2 и 3 идентифицирован ^{241}Am в концентрациях соответственно 29 и 3,9 Бк/л. Значимость этих цифр подтверждается сравнением с объёмной активностью америция в грунтовых водах пункта временной локализации радиоактивных

отходов (ПВЛРО) "Рыжий лес", где она достигала 15,2 Бк/л (410 пКи/л) [7]. Обнаружение ^{241}Am в растворе в концентрациях, сравнимых с содержанием его в грунтовых водах ПВЛРО, требует дополнительных исследований, особенно в период половодья, для обоснования случайности или закономерности этого факта для исследуемой территории.

ЭКСПЕРИМЕНТ 2. Ситуации с повышенным выносом активности с мелиоративных систем левобережья р. Припять во время паводков 1997-1999 гг. [8, 9] свидетельствуют о существенной роли процессов длительного статического выщелачивания во вторичном загрязнении поверхностных вод. Интенсивность поступления ^{90}Sr в воды мелиоративных каналов изменяется не только во времени, но и по длине потока при изменении гидродинамического режима. Поскольку большая часть мелиоративных каналов зоны перекрыта фильтрующими перемычками, шлюзами, наносами, бобровыми плотинами и другими препятствиями, в паводковые периоды вода поднимается до верхнего порога этих сооружений, если не находит обходного пути, и застаивается на откосах сроком до 50-60 суток. Результаты эксперимента, выполненного в лаборатории НИЦ РПИ в 1998 г., позволяют утверждать, что именно почвы откосов являются главным источником поступления ^{90}Sr в воду каналов.

В физической модели использовались монолиты, отобранные на левом берегу р. Припять (канал К-114 Припятской осушительной системы) без нарушения структуры, помещённые в полиэтиленовые ёмкости. Почва в месте отбора - луговая супесчаная и песчаная с плотностью сложения от 0,82 до 1,32 г/см³. Образцы нарезались на различной высоте откоса, в верхнем и нижнем бьефах перемычки. Соотношение жидкой и твёрдой фаз в моделях составляло 1:2 и 1:3, слой воды над монолитами - до 5 см. Сведения о местах отбора монолитов, их размерах и удельной активности представлены в табл. 5.

Таблица 5. Некоторые характеристики твёрдой фазы монолитов для второго статического эксперимента

№ п/п	Описание мест отбора монолитов	Интервал глубины отбора, см	Плотность сложения, г/см ³	Гумус, %	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг
68	Левый борт канала К-114 в верхнем бьефе перемычки. Затапливается не более 50 суток за год	0-12	1,14	1,3	1850	5380
69	Верхняя треть левобережного откоса того же канала. Затапливается при паводках на срок до 15 суток в год	0-10	0,82	4,2	2920	2200
70	Нижний бьеф перемычки. Правый борт, 1-12 см от уреза воды, затапливается до 50 суток за год	0-12	1,22	0,8	413	3660
71	Нижний бьеф перемычки. Левый борт. Затапливается около 50 суток в году	0-12	1,32	3,9	4480	5960

Характер эксперимента предполагал моделирование формирования радионуклидного состава застойных зон воды в каналах, т.е. статические условия выщелачивания с максимальной экспозицией 57 суток, что

соответствует паводкам 25-30% обеспеченности. Два монолита заливались водой из того же канала, с объемной активностью ^{90}Sr 11 Бк/л, еще два - водопроводной водой и искусственно подготовленным раствором. Аликвоты воды в ходе эксперимента отбирались через близкие промежутки времени (16, 20, 22 суток) из верхней части водного столба, чтобы исключить взмучивание, и в достаточно малых объемах, - чтобы не нарушить давление столба воды на поровое пространство. После фильтрации на фильтр "синяя лента" определялись объемные активности ^{90}Sr (на жидкостном сцинтилляционном спектрометре "QUANTULUS" 1220 TM в лаборатории НЦРМ), а также ^{90}Sr и ^{137}Cs в осадке на фильтре. Таким образом, кроме выщелачивания из твёрдой фазы монолитов, обуславливавшего рост

концентраций продуктов деления в воде моделей, исследовалось протекание альтернативного процесса - связывания водорастворенных ^{90}Sr и ^{137}Cs , особенно последнего, с органическим веществом, содержание которого возрастало в моделях по мере застоя.

На фоне общего роста концентраций на взвесах во времени (рис. 4) соотношения между взвешенным и растворенным ^{90}Sr менялись от модели к модели. После 20-суточной экспозиции воды над монолитом № 69 на фильтре было задержано 14,8% ^{90}Sr от суммы активностей в растворе и на взвесах. После второй серии отбора проб на фильтрах задержалось от 11,5 до 45% радиостронция. В течение всего эксперимента диапазон изменения концентрации на взвесах составлял от 11 до 87 %. Максимальное по отношению к запасу в монолите выщелачивание ^{90}Sr в раствор, как и переход во взвесь, было получено из монолита № 68, отобранного в нижней трети откоса и залитого водопроводной водой; наименьшее - из монолита № 71, отобранного над урезом воды и залитого дистиллятом (рис. 5). В сопоставимых по качеству элюэнта условиях (монолиты 69 и 70) более высокими показателями выщелачивания, как и в первом эксперименте, отличается монолит № 69, отобранный на более высокой отметке склона (табл. 5, 6).

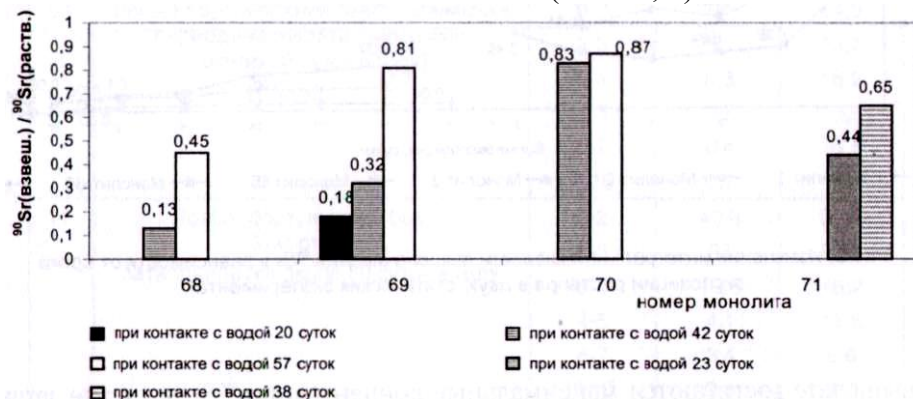


Рис. 4. Отношение ^{90}Sr , находящегося во взвешенном состоянии, к ^{90}Sr в растворе

Наиболее высокая скорость выхода ^{90}Sr в раствор зафиксирована на первой стадии выщелачивания - до 16 суток - из монолита № 70 с наименьшим содержанием: гумуса (0,8%) и составила 0,3% в сутки (рис. 6). Постоянное увеличение концентрации ^{90}Sr при выщелачивании в статических условиях происходит до 40-42 суток, достигая 4,5-7,5 % выхода в раствор от его запаса в монолите. После 40-45-суточной экспозиции интенсивность выщелачивания природной водой заметно снижается (рис. 5, 6),

193

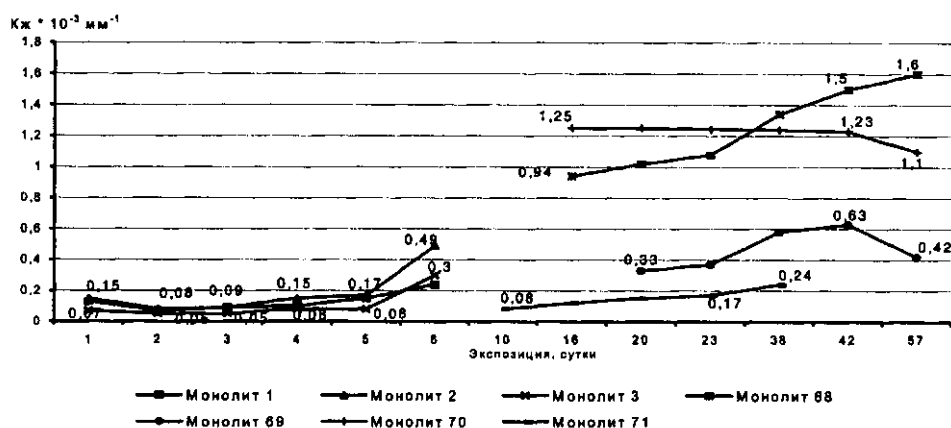


Рис. 5. Изменение коэффициентов смыва ^{90}Sr с поверхности почвенных монолитов по данным двух независимых статических экспериментов

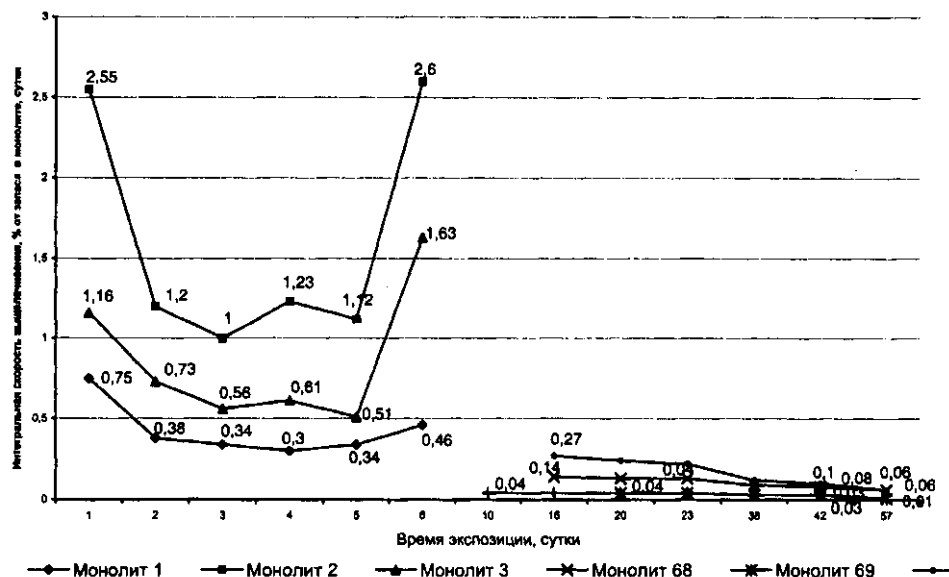


Рис.6. Изменение интегральной скорости выщелачивания ^{90}Sr в зависимости от срока экспозиции раствора в двух статических экспериментах

в выщелате достигаются максимальные концентрации ^{90}Sr , которые затем уменьшаются (табл. 6). То есть его максимальная концентрация в растворе неустойчива, и за нарастанием объёмной активности неминуемо следует ее уменьшение.

В ходе эксперимента содержание ^{90}Sr в поровом растворе почти уравнивается с его содержанием в растворе над монолитом (табл. 6), что наряду с равномерным распределением ^{90}Sr по профилю монолита (табл. 7) свидетельствует о достижении равновесной концентрации ^{90}Sr , при которой его растворение равно выходу из раствора. После 40-45 суток затопления при отсутствии водообмена последний процесс преобладает.

194

Таблица 6. Исходные данные и результаты эксперимента по выщелачиванию ^{90}Sr из почв откосов канала К-114 Припятской системы на разной высоте от уреза воды

№ монолита	Плотность загрязнения, кБк/м ²	Исходная активность эллюанта, Бк/л	Активность выщелата после экспозиции, Бк/л						Активность порового раствора по завершении эксперимента, Бк/л (сутки)
			Срок экспозиции, сутки						
			10	16	23	38	42	57	
				162			295	287	245 (60)
69	240	11,0		54	67		135	79	72 (58)
70	50	11,0		53			57	46	66,6 (60)
71	590	-	40		105	126			32 (39)

Таблица 7. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в разрезе монолитов, отобранных с откосов канала К-114 в естественных условиях (№ 5, 266) и после 60-суточного замачивания в лабораторных условиях (№ 68, 71)

№ п/п	Место отбора	Слой, см	^{137}Cs , %	^{90}Sr , %
5	Нижний бьеф плотины, левый борт, 70 см от бровки канала, затопляется при паводках 1-15 % обеспеченности	0-2	59,2	40
		2-3	12,8	20,5
		3-4	17,2	19
		4-5	9,8	15,2
		5-10	1,1	5,3
266	Левый борт канала, после 30-суточного	0-2	52,5	47,2

	затопления при паводке	2-4	28,5	9,8
		4-6	14,7	17,1
		6-8	2,5	10,4
		8-10	1,2	9,9
		10-11	0,6	5,6
68	Левый борт, верхний бьеф перемычки, периодически затапливаемый (около 50 суток в году)	0-2	94	14,9
		2-3	5,1	13,7
		3-4	0,3	16,2
		4-5	0,2	19,6
		5-7	0,4	16,6
		7-10	0,1	19
71	Левый борт, нижний бьеф, 10 см от уреза, затапливается около 50 суток в году	0-2	40,8	30,2
		2-3	36	25,8
		3-4	13,3	16,2
		4-5	4,1	11,6
		5-7	3,4	8,6
		7-10	2,4	7,7

Начальное распределение ^{90}Sr (монолиты 5, 266) свидетельствовало об интенсивном его заглублении по всей площади откосов канала. Разрезы, опробованные на откосах и на плоской части водосбора, показали, что содержание ^{90}Sr в верхнем (2,0 см) слое не превышает 54% от его запаса в 10-сантиметровом горизонте. В 1990-991 гг. в этом слое было сосредоточено до 90 запаса ^{90}Sr [4, 5]. Столь заметное заглубление ^{90}Sr свидетельствует об увеличении доли водорастворимых и обменных форм радионуклида за прошедший период.

195

В связи с перемещением на глубину части запаса ^{90}Sr должны уменьшиться коэффициенты его смыва с поверхности почвы (отношение содержания радионуклида в воде к запасу радионуклида в эффективном слое почвы, нормированное на слой воды). Точность расчета этого параметра, а, следовательно, и сопоставимость результатов с полученными ранее будут во многом зависеть от корректности определения мощности слоя эффективного массообмена, участвующего в обогащении поверхностной воды радионуклидами. В работе [5] толщина этого слоя определена в 2 см по эффективному коэффициенту диффузии (D) из уравнения $X = 3,64\sqrt{Dt}$, где t - время контакта воды с почвой. При динамичном стоке это значение вполне оправдано. Однако полученные нами в статических условиях высокие значения коэффициентов смыва (от 6 до 40%) для данного слоя противоречат тому, что центр запаса активности во всех типах почв распределился в интервале 2-10 см (табл. 7), а доля водорастворимого ^{90}Sr в верхнем 2-сантиметровом слое незначительна. В то же время моделирование статических условий затопления почв в экспериментах чревато ошибками, связанными с быстрым обводнением всей толщи монолита (коэффициенты фильтрации верхнего слоя почв на откосах каналов определены в 2,5-4,5 м/сут) и прекращением нисходящего влагопереноса вследствие ограниченности толщины монолита. Следовательно, в экспериментах показатели выщелачивания могут быть завышены в связи с действием дополнительного источника - более высокого, чем в природных условиях, массообмена с нижней частью монолита (слои ниже 5 см).

В реальных условиях толщина контактного слоя увеличивается со временем экспозиции. Однако если скорость конвективного переноса значительно превышает скорость диффузии, величина эффективного (участвующего в массообмене с поверхностными водами) контактного слоя будет ограничиваться верхними 3-5 см. Можно предположить, что нижний предел этого слоя (но не глубже 10-15 см) определяется по отношению величин скорости диффузии и нисходящего конвективного переноса, которое должно приближаться к

1 (скорость диффузии растёт с глубиной). В первые сутки после заливки воды преобладает растворение ^{90}Sr из контактного слоя почвы, что дает очевидный всплеск показателей выщелачивания (рис. 5, 6), особенно на незатапливавшихся ранее почвах. При экспозиции в течение 2-3 суток наблюдается псевдоравновесие ^{90}Sr в растворе для всех монолитов (рис. 5, 6), что связано с невысоким содержанием в верхних слоях почвы растворимых форм радионуклида (трансформацию форм в ходе эксперимента можно не учитывать ввиду несопоставимости сроков протекания процессов), низкими скоростями диффузии и преобладанием нисходящего перемещения влаги. В период контакта до 6 суток протекает медленное обогащение поверхностных вод за счёт восходящего диффузионного потока, обусловленного градиентом концентраций. О незначительных темпах этого процесса свидетельствует тот факт, что объёмные активности ^{90}Sr в водно-почвенных растворах (суспензиях) придонного слоя в 3-4 раза превышали значения концентраций ^{90}Sr в верхних слоях воды (выше 5 см) над всеми монолитами.

О том, что при замачивании растворимая составляющая ^{90}Sr проникает вниз по разрезу преимущественно в процессе конвекции, свидетельствует увеличение содержания его растворимой формы с глубиной [5] и распределение валового содержания ^{90}Sr по профилю в зависимости от времени затопления (табл. 7). При эпизодическом затоплении в слое 5-10 см содержится 5,3 % ^{90}Sr от его валового содержания в толще (монолит 5),

196

а после череды более частых, чем в первом случае, затоплений - около 30% (монолит 266). После лабораторных опытов с заливкой на срок до 60 суток распределение ^{90}Sr по профилю близко к равномерному (табл. 7).

Для определения в модельных экспериментах достоверных значений таких параметров, как мгновенный коэффициент смыва и интегральная скорость выщелачивания, определяющее значение имеет толщина монолита, температура, pH воды и время экспозиции, превышающее время достижения десорбционного равновесия.

В подобных экспериментах значения, близкие к реальным, могут быть получены в случае, когда моделируются условия высокого залегания фунтовых вод (0,3-0,8 м от поверхности) и защемленный между поверхностной и грунтовой водой воздух на время приостанавливает конвективный нисходящий поток вещества. Скачок показателей выщелачивания при 6-суточной экспозиции (рис. 1, 5, 6), возможно, связан с изменением температуры, pH раствора (рис. 2) и ослаблением давления при отборе предыдущей пробы, что способствует вытеснению защемлённого воздуха и проникновению воды на глубину. Быстрое обогащение раствора стронцием-90 связано с более высоким его содержанием в нижних слоях монолита. В реальных условиях при мощности зоны аэрации для пойменных территорий в 0,8-1,5 м этот процесс происходит довольно редко, что подтверждается возможностью стыковки трендов двух независимых экспериментов в случае удаления последних звеньев цепочек по первому из них (рис. 6).

По данным двух проведенных экспериментов, значения "мгновенных коэффициентов смыва" (рис. 5) близки или незначительно выше значений, приведенных в [5]. Однако тренды выхода ^{90}Sr в раствор согласуются с полученными ранее [5] лишь до последнего этапа эксперимента, т.е. до экспозиции в 42 дня (за исключением монолита 68, залитого водопроводной водой). Результаты приведенных экспериментов должны быть ближе к реальным как в связи с более естественными трендами, описывающими достижение равновесных концентраций и последующий их спад (табл. 6), так и в связи с учётом существующих различий между экспериментальными и реальными условиями (интегрального изменения эффективного слоя массообмена; процессов, вызванных затуханием нисходящей составляющей влагопереноса, наличием дополнительных источников поступления активности). Корректность выполнения экспериментов подтверждается возможностью соединения трендов по параметрам, полученным разными лабораториями (рис. 5). Несколько выгадает из общей тенденции лишь тренд по эксперименту с заливкой искусственным раствором дистиллированной воды (монолит 71), где насыщение раствора ^{90}Sr и последующее равновесие, как и в случае с водопроводной водой, наступает позже. Интенсивность, или интегральная скорость выщелачивания ^{90}Sr из

почвы, в условиях продолжительной экспозиции изменяется в пределах 0,01-0,27% в сутки, что близко значениям, полученным в [5], но при быстрой смене объёмов воды значительно превышает ранее полученные значения, изменявшиеся в пределах 0,1-0,2 % [5] и достигает 2,6% (рис. 6).

Выход ^{90}Sr в поровый раствор при динамичном режиме затопления территорий (до 6 суток) больше, чем в растворах, извлечённых из донных осадков или почв, затопленных в течение длительного (10-57 суток) времени.

Таким образом, результаты второго эксперимента показали, что для луговых почв с удельной активностью верхнего 10-сантиметрового слоя в диапазоне 0,4-4,5 кБк/кг

197

равновесная концентрация ^{90}Sr составляет 2,3-3,8 кБк/л, а слой эффективного массообмена распространяется до 8-12 см. Миграция ^{90}Sr происходит не столько по механизму диффузии, сколько конвективным путем, однако для вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод при затоплении почв определяющую роль играет вымывание растворимых форм из контактного слоя и диффузия ионов.

Выводы

Несмотря на заглубление центра запаса активности в почвах, существенного уменьшения показателей выщелачивания ^{90}Sr и ^{137}Cs при затоплении, по сравнению с 1991 г., не произошло. Доля ^{137}Cs и ^{90}Sr , переходящих в водный раствор, зависит, помимо состава выпадений, от периодичности и степени увлажнения почв, величины pH раствора, гидродинамических условий и особенностей ландшафта.

Условия более частого затопления обеспечивают максимально высокий валовой выход ^{137}Cs и минимальный выход ^{90}Sr в раствор при последующих паводках. При затоплении поймы р. Припять выше отметок 107 м переход ^{90}Sr в жидкую фазу может заметно возрасти (в 2-3 раза). Независимо от высотных отметок мест отбора монолитов при статическом режиме их контакта с водой степени выщелачивания ^{137}Cs и ^{90}Sr не отличаются более чем на порядок при преобладании интенсивности выщелачивания последнего.

При длительном (до 60 суток) контакте воды с монолитами в лабораторных условиях, отсутствии водообмена максимальные концентрации ^{90}Sr в растворах отмечаются на 38-45 сутки. На 45-50 сутки наступает десорбционное гидрохимическое равновесие ^{90}Sr в системе выщелат- поровый раствор почвы. После этого происходит снижение объёмной активности ^{90}Sr в растворе. Максимальные удельные активности продуцируемых в застойном режиме органических взвесей достигаются на 57-60 сутки.

Заметное влияние на интенсивность выщелачивания ^{90}Sr из затапливаемых почв оказывает не столько объёмная активность выщелата, сколько состав и концентрация макрокомпонентов в растворе. Интенсивность выхода ^{90}Sr в обычную водопроводную воду оказалась выше, чем в природную воду и подготовленный до pH 6,2 раствор дистиллированной воды.

Воды участков каналов с динамичным режимом и небольшой амплитудой колебания уровня имеют, при прочих равных условиях, более низкие объёмные активности ^{90}Sr , что связывается с минимальным затоплением загрязнённых откосов.

1. Писарев В.В., Колосков И.А., Кузнецов В.М. Вымывание стронция-90 из почвенного покрова поверхностными водами // Почвоведение. - 1972. - № 3. - С. 66.

2. Богатов С.Л., Дворецкий В.И., Матвеев И.В. и др. Об устойчивости радионуклидов в различных формах топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., г. Суздаль. - М., 1989. - С. 55.

3. Кривохатский А.С., Смирнова Е.А., Савоненков В.Г. и др. Устойчивость топливных частиц по отношению к выщелачивающим агентам // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совет., г. Суздаль. - М., 1989. - С. 63.

3. Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е., Щербак А.В. Динамика вымывания из почвы поверхностным стоком долгоживущих радионуклидов в районе Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990. - № 4. - С. 47-54.

4. Лантев Г.В., Войцехович О.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв Припяти в условиях их затопления // Тр. УкрНИГМИ. - М.: Гидрометиздат, 1993. - Вып. 245. - С. 127-143.

5. Рыбалко С.И., Скоробогатько Е.П., Долин В.В. Влияние условий эксперимента на степень водного выщелачивания радионуклидов из почв Зоны отчуждения ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - К.: Наук. думка, 1994. - Вип. 1. - С.83-87.

6. Конейкин В. А. Геохимические последствия Чернобыльской катастрофы // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. - К.: Наук. думка, 1995. - Вип. 2. - С. 132.

7. Панасевич Е.Л., Шевченко О.Л., Шестопалов В.М., Проскура М.І. та ін. Сучасна радіаційна обстановка на меліоративних системах зони відчуження // Бюл. еколог. стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1998. - № 11. - С. 22-27.

8. Шевченко О.Л., Шестопалов В.М., Сахацький О.І., Наседкін І.Ю. та ін. Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання вносу ^{90}Sr через проран в дамбі № 7 // Бюл. еколог. стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999. - №14. - С. 51-57.

Государственное научно-производственное предприятие "РАДЭК", Чернобыль

Научно-инженерный центр радиогидрогеоэкологических полигонных исследований НАНУ, Киев

УДК 539.17

В.Г. Батій, В.Т. Биков, В.Б. Ганенко, В.О. Кузьменко, О.Г. Савчук,

С.Г. Пічурін, Н.І. Проскура, Р.П. Слабоспицький, В.В. Селюкова, А.І. Стоянов

Система сортування радіоактивних відходів при їх вилученні з пунктів тимчасової локалізації зони відчуження

Вступ

В роботах [1-2] були розглянуті питання щодо сортування твердих радіоактивних відходів (РАВ) і запропонована схема сортування РАВ чорнобильського походження за активністю. Актуальність проблеми поводження з РАВ обумовлена тим, що на сьогоднішній день в Україні назріла необхідність в організації збору та зберігання (захоронення) РАВ - як тих, що утворилися внаслідок аварії на ЧАЕС та під час заходів з її ліквідації, так і тих, що постійно утворюються внаслідок роботи атомних електростанцій й інших об'єктів атомної промисловості та наукових і медичних закладів. На вирішення цих проблем спрямована, зокрема. Комплексна програма поводження з РАВ [3], ведеться технічне проектування і будівництво сховищ для відходів низької та середньої активності центру переробки та захоронення РАВ (ЦПЗ) [4].

Особливу увагу сьогодні викликають РАВ, локалізовані у зоні відчуження, де в об'єкті "Укриття", промайданчику ЧАЕС, пунктах тимчасової локалізації РАВ (ПТЛРВ) і пунктах захоронення РАВ (ПЗРВ) перебувають сотні тисяч тонн радіоактивних матеріалів різних груп за активністю та дуже широкої номенклатури в умовах, не пристосованих для довгострокового зберігання. Так, результати досліджень [5] підтверджують,

© В.Г. Батій, В.Т. Биков, В.Б. Ганенко, В.О. Кузьменко, О.Г. Савчук, С.Г. Пічурін, Н.І. Проскура, Р.П. Слабоспицький, В.В. Селюкова, А.І. Стоянов, 2001

199

що конструкція ПТЛРВ та умови зберігання в них РАВ не відповідають вимогам нормативних документів, які регламентують поводження з РАВ в Україні. Деякі з ПТЛРВ підтоплюються ґрунтовими водами, що може призвести до розповсюдження радіонуклідів у навколишнє середовище. Тому, згідно з Державною програмою поводження з РАВ в Україні [3], планується провести аналіз безпеки цих ПТЛРВ, визначити ті з них, у яких РАВ потребують перезахоронення, та термін виконання цих робіт.

Згідно з технічними пропозиціями щодо збору, часткової переробки і захоронення відходів зони відчуження у ЦПЗ [4] виникає необхідність їхнього сортування за фізичним станом і активністю безпосередньо в місцях їх вилучення або утворення. Сортування РАВ має здійснюватися: за рівнем активності - на високо-, середньо- і низькоактивні відходи (відповідно ВАВ, САВ і НАВ); за часом існування - на довго- (ДІ) і короткоіснуючі (КІ) РАВ; за способами переробки - на ті, що пресуються, що спалюються, що не вимагають переробки та металеві. Крім того, на сортування можливо надходження матеріалів,

активність яких нижче контрольних рівнів низькоактивних відходів, але які повинні бути виключені з неконтрольованого господарського використання. Процес сортування також ускладнюється внаслідок дуже широкої і нестандартної номенклатури матеріалів, що складають РАВ зони відчуження. Детальної стратегії поводження з РАВ ПТЛРВ на сьогоднішній день ще не розроблено.

Дана робота є продовженням досліджень [1, 2], в яких розглядалися загальні схеми сортування РАВ чорнобильського походження, і спрямована на розробку системи сортування РАВ, що перебувають в ПТЛРВ.

Характеристика РАВ зони відчуження

Системні дослідження скупчень РАВ зони відчуження проводилися НТЦ КОРО [5-7] та в межах міжнародних проектів [8-11]. Аналіз результатів цих досліджень подано в [12]. На даний момент основними місцями скупчення РАВ в зоні відчуження є: об'єкт "Укриття", пром- майданчик ЧАЕС, пункти тимчасової локалізації РАВ, пункти захоронення РАВ, відвали, що не зареєстровані як тимчасові або постійні місця захоронення.

Територія, на якій розташовані ПТЛРВ, умовно розділена на так звані сектори: Будівельна база, Рудий ліс, Станція Янів, Піщане плато, Очисні споруди, місто Прип'ять, Жилі селища, Копачі. РАВ, що в них перебувають, захоронені в траншеях і буртах без гідроізоляції і додаткового захисту від атмосферних опадів [5]. Загальна площа ПТЛРВ дорівнює близько 7,97 км². Розміри захоронень можуть варіюватися: по довжині - від 7 до 315 м, ширині - від 5 до 75 м, глибині - від 0,5 до 3,7 м. Таким чином, обсяг РАВ в захороненнях може коливатися від десятків до десятків тисяч кубічних метрів.

За складом РАВ, захоронені у ПТЛРВ, дуже різняться. Так, згідно із звітом [12] вони можуть бути у вигляді деревини, металу, металевих і будівельних конструкцій, каміння, бетону, ґрунту, піску, нафтопродуктів, будівельних відходів, техніки. Не виключена також можливість виявлення матеріалів, що діляться. В деяких ПТЛРВ спостерігається перевага одного конкретного виду РАВ. Так, в ПТЛРВ "Піщане плато" переважають пісок і ґрунт (-99%), в ПТЛРВ "Рудий ліс" - деревина, куці, ґрунт за малої кількості битого каміння і металобрухту; в ПТЛРВ "Будбаза" - бетон, сталеві конструкції; "Копачі" - дерево, побутове сміття, цегла.

200

У зоні відчуження розташовано також кілька залізобетонних споруд ПЗРВ, в яких захоронені радіоактивні, в тому числі високоактивні, відходи: "Підлісний", "Комплексний", "Буряківка".

Дані про об'єм, масу та активність основних скупчень РАВ у зоні відчуження згідно з результатами аналізу [12] наведені на рис. 1 а, б, в. Об'єм відходів у ПТЛРВ складає близько 4 млн. м³ (~2,8 млн. т), загальна активність ~1,9·10¹⁵ Бк, середня питома активність ~500 Бк/см³ (~700 Бк/г). За активністю РАВ, захоронені в ПТЛРВ, поділяються на РАВ 1-ої і 2-ої груп (НАВ і САВ). Об'єм відходів у ПЗРВ складає близько 0,57 млн. м³ (~0,37 млн. т), включаючи ПЗРВ "Буряківка", при загальній активності ~ 5,5·10¹⁵ Бк. Показник середньої питомої активності РАВ ПЗРВ складає близько 15000 Бк/г, тобто відходи, захоронені там, - РАВ 1-ої, 2-ої і 3-ої груп (НАВ, САВ і ВАВ).

Об'єм відходів у відвалах, не зареєстрованих як ПТЛРВ/ПЗРВ, складає ~ 44 тис. м³.

Таким чином, згідно з результатами досліджень РАВ зони відчуження, основна маса РАВ (~90 %) перебуває у ПТЛРВ. Вони складають близько 25% активності РАВ зони відчуження (без урахування РАВ об'єкта "Укриття").

Аналіз результатів досліджень дозволяє зробити певні висновки, які треба мати на увазі при розробці схеми сортування РАВ, що будуть вилучатися з ПТЛРВ:

1. Великі обсяги РАВ та поширення місць захоронення на великій території потребують, щоб установка сортування була високопродуктивною та мобільною. Можлива наявність значної кількості РАВ,

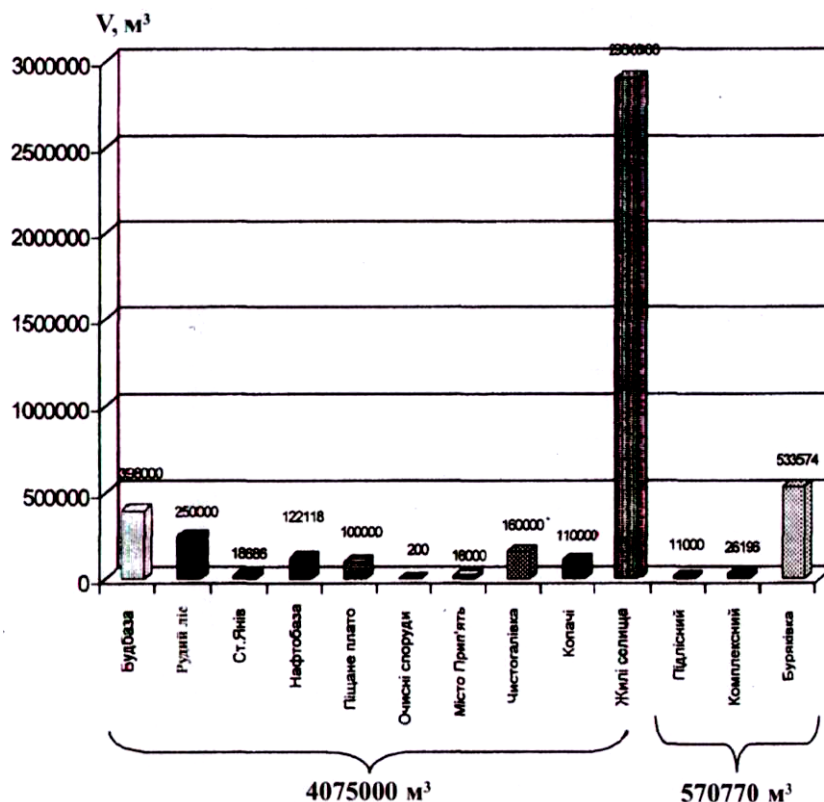


Рис. 1, а. Загальний об'єм РАВ зони відчуження

201

що зніматимуться з контролю, обумовлює розміщення системи сортування поблизу місця вилучення РАВ для зменшення витрат на їх транспортування.

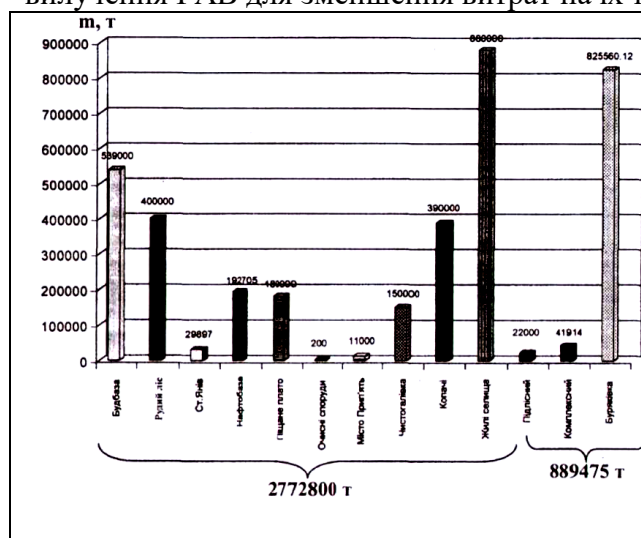


Рис. 1, б. Загальна маса РАВ зони відчуження

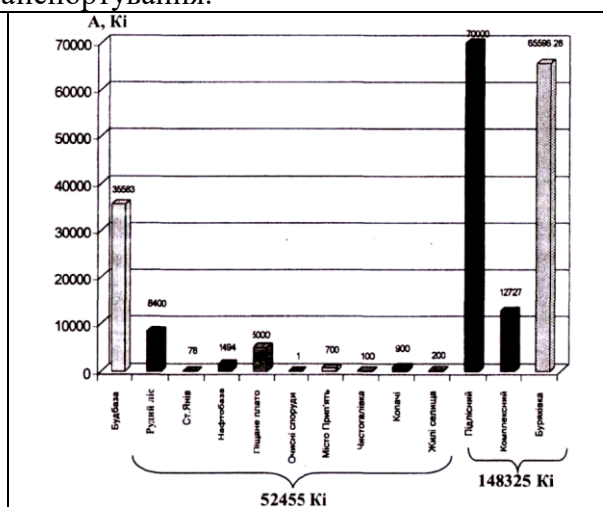


Рис. 1, в. Загальна активність РАВ зони відчуження

2. На сьогодні докладно досліджена лише частина захоронень РАВ у зоні відчуження. Дані з фізичних характеристик відходів у багатьох використаних джерелах подані дуже узагальнено, значна частина інформації ґрунтується на приблизних оцінках і не відбиває

202

реальної ситуації. Результати досліджень мають значні похибки. Зокрема, всі дані отримані на основі аналізу певної кількості зразків та поширені на весь сектор з припущенням, що поширення радіонуклідів однакове по всьому сектору [12]. Таке становище потребує додаткових досліджень для уточнення місць захоронення, фізичного складу РАВ, вибору ефективніших методів сортування, забезпечення необхідною технікою поводження з РАВ і оптимального розміщення системи на території ПТЛРВ.

Інформація про альфа-активність відходів у багатьох випадках не подана або обмежена [12]. Водночас для багатьох відвалів (якщо не для всіх) необхідно брати до уваги можливу присутність значної кількості трансуранових радіонуклідів. Невизначеність радіонуклідного складу захоронених РАВ обумовлює необхідність застосування заходів додаткового контролю, більш широкого набору засобів сортування, що робить систему сортування складнішою та коштовнішою.

Різноманітність РАВ за активністю - від ВАР до тих, що знімаються з контролю - широкий асортимент РАВ, велика розбіжність за фізичним станом, формою, розміром, присутністю вологи ускладнюють вибір найбільш ефективних і економічних методів сортування, які, крім того, дозволили б автоматизувати процес сортування. Більше того, ці обставини роблять економічно не вигідним створення єдиної універсальної системи, яка була б пристосована для всіх можливих умов.

Таким чином, вибір оптимальної схеми сортування РАВ, що будуть вилучатися з конкретного сектору ПТЛРВ, значною мірою залежатиме від попередніх досліджень і рівня знань про склад РАВ, що там перебувають. Зокрема, це стосується ймовірності випадкового надходження ВАР у систему сортування при вилученні РАВ з ПТЛРВ, які згідно з проведеними дослідженнями вміщують тільки РАВ 1-ої та 2-ої груп.

Один з методів дослідження ПТЛРВ - метод γ -зондування місць локалізації відходів [7], згідно з яким виконується вимір потужності еквівалентної дози (ПЕД) в захороненні за допомогою спеціального зонду. Зондування здійснюються по сітці 5-5, 2-2 або 21 м на глибину до 3 м. В кожній точці сітки виміри ПЕД виконуються через 0,2 м, починаючи з поверхні і до дна захоронення. За їх результатами визначається ступінь рівномірності розподілу активності РАВ у захороненні і необхідна кількість проб РАВ для оцінки складу й питомої активності радіонуклідів. Використовуючи цей метод, отримали результати, на підставі яких зроблено висновок про відсутність ВАР у ряді ПТЛРВ.

З метою оцінки значень ПЕД, які були б обумовлені активними фрагментами, що можуть випадково перебувати у РАВ і залягати окремо, було проведено математичне моделювання [13] радіаційного дослідження ПТЛРВ при геометрії γ -зондування, яка використовувалася в [7]. Моделювання виконувалося за допомогою програмного комплексу CYCLONE [14], заснованого на використанні методу Монте-Карло. Були розраховані спектри гамма-променів у місці перебування пристрою зонду, що детектує, при розташуванні активного фрагменту з активністю 0,001 мЗв/год (нижня межа НАВ), 0,3 мЗв/год (нижня межа САВ), 10 мЗв/год (нижня межа ВАР) у ґрунті (піску) на різних відстанях від точки детектування. У табл. 1 наведені розрахункові значення ПЕД, отримані внаслідок обробки цих спектрів.

Аналіз результатів розрахунку показує, що дана методика за наявності фону від навколишніх НАВ і САВ, а також похибки вимірювальних приладів (не краще $\pm 20\%$) практично не може навіть із кроком сітки 1 м гарантовано виявити ВАР у траншеях ПТЛРВ.

203

Таблиця 1. Розрахункові значення ПЕД для активних фрагментів при використанні методу гамма-зондування

Відстань до детектора, м	ПЕД, мЗв/год		
	0,001 мЗв/год (НАВ)	0,3 мЗв/год (САВ)	10 мЗв/год (ВАВ)
0,2	$2,3 \cdot 10^{-4}$	0,07	2,5
0,5	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	0,008
1,0	$5 \cdot 10^{-9}$	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$

Таким чином, не можна бути впевненим, що при вилученні РАВ з траншей, дослідження яких методом гамма-зондування показало відсутність високоактивних фрагментів, на сортування будуть надходити тільки НАВ, САВ і відходи, що звільняються від контролю.

При надходженні високоактивного фрагменту у відходи, що сортуються, бажано виявити його на ранній стадії обробки РАВ. Одним з етапів, найбільше прийнятним для цієї мети, є етап вилучення відходів. Великогабаритні відходи можуть бути обстежені або перед

вилученням, або після нього. Дрібногабаритні відходи і відходи в балк-формі швидше за все будуть вилучатися за допомогою екскаватора. За цих умов краще було б виявляти ВАВ, розташувавши устрій, що детектує, над його ковшем. При цьому найбільш несприятливим буде розміщення високоактивного фрагменту для ідентифікації на дні ковша. За допомогою програмного комплексу CYCLONE було проведено моделювання виміру активності фрагменту в цьому випадку. При розрахунках вміст ковша моделювався циліндром із ґрунту (піску), на бічній поверхні якого з протилежного боку від детектора розміщався фрагмент з активністю, що дорівнювала граничному значенню для ВАВ. Розрахунки показали, що для ковша ємністю близько 0,3 м (ширина 1 м, глибина 0,6 м) високоактивний фрагмент буде сприйматися як відходи, що лежать на межі НАВ і САВ, так що однозначно ідентифікувати ВАВ в ковші екскаватора не завжди можливо.

Таким чином, за даними математичного моделювання, схема поводження з РАВ, що витягаються з ПТЛРВ, має передбачати можливу появу високоактивних фрагментів, і сортування необхідно робити, використовуючи методики, спроможні виявити і відсортувати ВАВ.

Метод сортування за активністю і часом існування

Існуючі національна і міжнародна класифікації, а також технології поводження з РАВ дозволяють запропонувати комплексну класифікацію чорнобильських РАВ зони відчуження залежно від:

- А - рівня активності й ступеня забруднення - на НАВ, САВ і ВАВ;
- В - терміна звільнення від контролю - на коротко- і довгоіснуючі РАВ;
- С - вмісту спеціальних матеріалів, що діляться;
- Д - агрегатного стану - на рідкі й тверді;
- Е - фізико-хімічних характеристик;

Класифікації А, В і С визначають ступінь екологічної небезпеки і спосіб остаточного захоронення (у приповерхневих сховищах або в стабільних геологічних формаціях тощо); Д і Е - технології поводження з РАВ. Система сортування повинна розділяти РАВ відповідно до прийнятої класифікації.

204

Оскільки маса та об'єм РАВ, що перебувають в зоні, дуже великі, для створення високоефективної системи сортування ключовою проблемою є вибір метода, який дозволить досягти найбільшої продуктивності системи.

Як відомо, РАВ зони відчуження утворились за рахунок радіонуклідів, що накопичилися в ядерному паливі працюючого реактора і поширилися у навколишнє середовище під час аварії. Середньопаливний склад радіонуклідів [15], який визначається умовами роботи реактора, наведено в табл. 2. На даний момент більше ніж 90% активності обумовлено радіонуклідом ^{137}Cs . Цей радіонуклід є найбільш перспективним для практичного використання при визначенні групи і категорії РАВ завдяки тому, що володіє зручними для виміру характеристиками випромінювання.

Таблиця 2. Середньопаливний склад радіонуклідів РАВ зони відчуження [15] та їх питома активність

Ізотоп	Вид випромінювання	$T_{1/2}$, років	A, МБк/г UO_2 , 2000 р.
^{90}Sr	β	28,6	850
^{106}Ru	β, γ	1,057	0,46
^{134}Cs	β, γ	2,06	8,0
^{137}Cs	β, γ	30,17	1015
^{144}Ce	β, γ	0,779	0,08
^{154}Eu	β, γ	8,8	24
^{238}Pu	α	86,4	6,1
^{239}Pu	α	24110	5,0

^{240}Pu	α	6553	8,2
^{241}Pu	β	14,4	490
^{241}Am	α, γ	432,5	16,4
^{244}Cm	α	18,11	1,3

Для РАВ чорнобильського походження характерний зв'язок між питомою активністю РАВ, обумовленою в основному ^{137}Cs , а також ПЕД, що створюється цими РАВ, завантаженими у конкретну за формою і об'ємом тару, і класифікацією цих РАВ за часом існування. Цей зв'язок можна покласти в основу сортування за активністю. При цьому вимірюється ПЕД на відстані 0,1 м від поверхні упаковки з РАВ. Таким чином, при відомому відносному вмісті радіонуклідів (кореляційних відношеннях) і концентрації палива у відходах можна зробити відповідні оцінки та висновки щодо групи та категорії РАВ досліджуваного скупчення.

Нами були проведені розрахунки потужностей доз, що створюються упаковками з РАВ різного об'єму на відстані 0,1 м від їхньої поверхні. Розрахунки здійснювалися методом Монте-Карло з використанням обчислювальних кодів програмного комплексу CYCLONE. Залежність ПЕД при питомій активності ^{137}Cs , що дорівнює 1000 Бк/г, наведена на рис. 2.

205

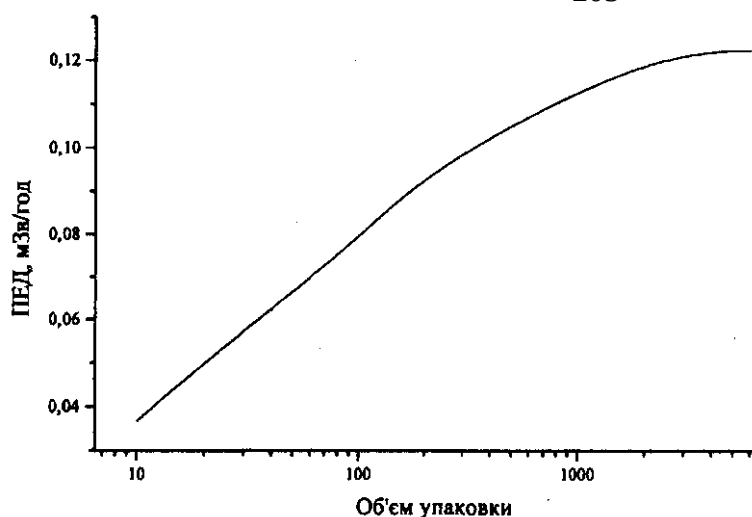


Рис. 2. Залежність ПЕД на відстані 0,1 м від поверхні упаковки, її об'єму при питомій активності РАВ 1000 Бк/г

Одним з найперспективніших методів для використання у системі сортування є метод пасивного гамма-аналізу, заснований на вимірюванні ПЕД гамма-випромінювання і використанні кореляційних відношень між радіонуклідами, які входять до складу РАВ. Цей метод сортування є найбільш дешевим і досить швидким, оскільки визначення групи активності й часу існування РАВ відбувається одночасно в одному вимірі, а інтенсивність гамма-випромінювання РАВ досить потужна. Він не потребує великих і дорогих установок. Точність методу залежить від точності вимірювання ПЕД, похибки, величини кореляційних відношень для даного скупчення РАВ та ступеня їх гомогенності.

Беручи до уваги зручні для виміру характеристики гамма-випромінювання ^{137}Cs ($E_\gamma=0,662$ МеВ, інтенсивність випромінювання понад 90% від сумарної інтенсивності всіх гамма-випромінювачів РАВ чорнобильського походження), є сенс аналізувати активності різних радіонуклідів стосовно цього ізотопу. Цезій має високу рухливість, яка залежить від температурних умов. Ті матеріали, що більшою мірою піддалися температурному впливу, збагнені цезієм, у той час як проби, взяті далі від місця аварії, мають у своєму складі цезію більше, ніж можна було б очікувати. Тому спостерігаються розбіжності у відносній активності радіонуклідів, що входять у РАВ, для різних проб. Проте відповідно до результатів роботи [16] при аналізі можна розглядати середньопаливний склад радіонуклідів, що у межах чинника 2 збігається з реальним незалежно від місця перебування РАВ. У

цілому, цей висновок підтверджується результатами досліджень на проммайданчику об'єкта "Укриття" і в зоні відчуження [8].

Результати вимірювань окремих проб з одного скупчення РАВ можуть значно різнитися. Існуючі розбіжності при вимірюванні окремих проб підтверджують необхідність використання середніх значень кореляційних відношень. Середні значення кореляційних відношень, отримані різними організаціями, досить близькі, що свідчить про можливість використання таких даних з похибкою до 30-40%.

Виходячи з результатів модельних розрахунків ПЕД, що створюється 200-л упаковкою з РАВ, з відносним вмістом радіонуклідів у РАВ (кореляційними відношеннями),

206

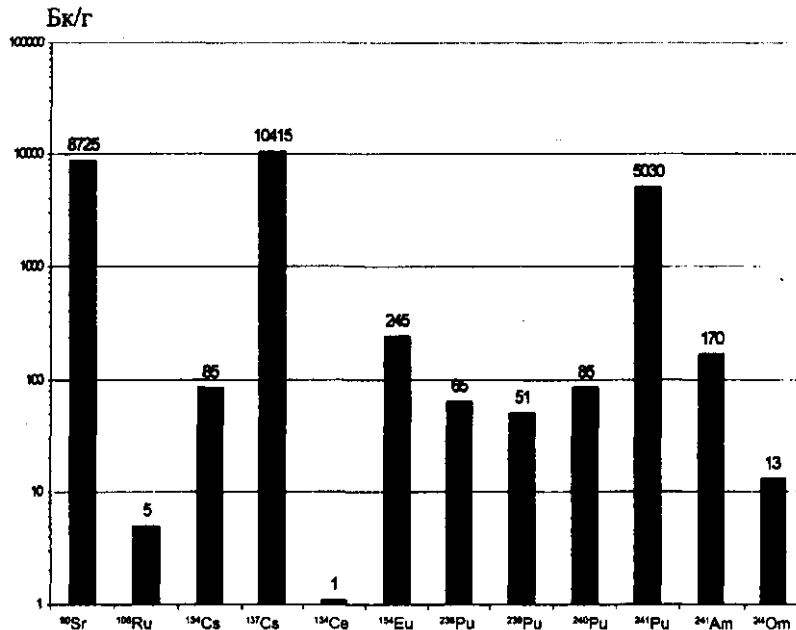


Рис. 3. Активність радіонуклідів у РАВ чорнобильського походження, що перебувають у 200-л упаковці при ПЕД 1 мЗв/год на відстані 0,1 м від неї

відповідним середньопаливному складу, були розраховані активності радіонуклідів в цих відходах, які створюють одиницю дози. Результати цих розрахунків наведені на рис. 3.

Загальна схема сортування

Результати аналізу розміщення захоронень РАВ, їх номенклатури та очікуваної активності, а також моделювання засобів і методики сортування було покладено в основу розробки загальної схеми сортування. З огляду на вищезазначене система припускає сортування РАВ, що будуть вилучатися з ПТЛРВ, в два етапи.

I. Основне сортування РАВ безпосередньо поблизу ПТЛРВ.

II. Додаткове сортування у ЦПЗ після переробки РАВ.

Доцільність здійснення сортування РАВ поблизу ПТЛРВ обумовлена такими причинами:

- РАВ у ЦПЗ повинні надходити у відсортованому вигляді;
- на місці вилучення мінімізує кількість РАВ, що надходять у ЦПЗ, тому що одразу відсортовуються і надходять у відвали й матеріали, що звільняються від контролю;
- не припускається змішування РАВ та ДІ РАВ з відходами інших груп активності за рахунок їх відділення на I етапі сортування.

На рис. 4 наведена структурна схема системи сортування за фізичним станом і активністю для РАВ ПТЛРВ (темним кольором виділені технологічні операції, що не відносяться до системи сортування).

На першому етапі РАВ сортують за активністю та часом зняття з контролю на:

- середньоактивні і низькоактивні короткоіснуючі РАВ;
- , що звільняються від контролю;
- високоактивні та довгоіснуючі РАВ; за фізичними ознаками на:

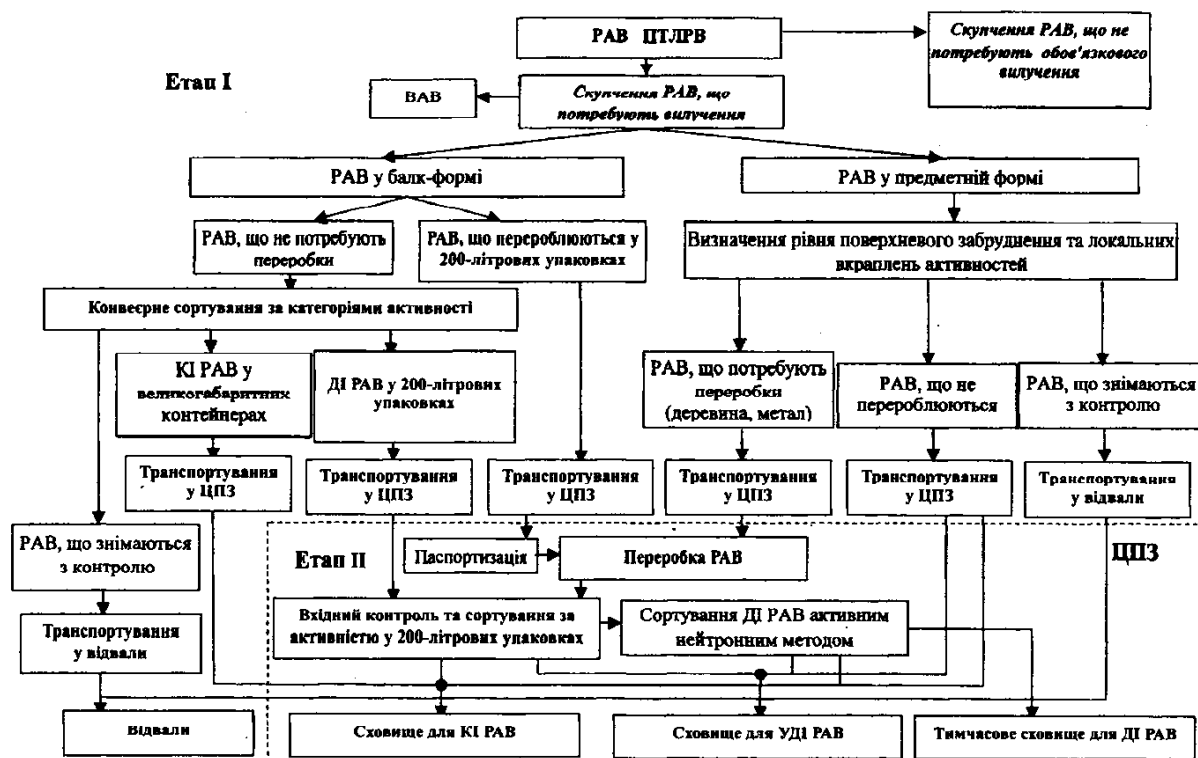


Рис. 4. Структурна схема системи сортування РАВ за фізичним станом і активністю
208

- РАВ у вигляді балк-форми (грунт; пісок; щебінь; невеликі шматки металу, деревини тощо);

- РАВ в предметній формі (металеві конструкції, машини і механізми, великогабаритні бетонні блоки, дерева тощо).

Частково сортування може виконуватися вже в процесі вилучення РАВ із ПТЛРВ, і це має бути передбачено при розробці системи вилучення.

Система попереднього сортування РАВ складається з механізмів, що забезпечують сортування за фізичними ознаками, вузла виміру (сортування РАВ за активністю) та допоміжного устаткування.

РАВ ПТЛРВ розділяються на РАВ в предметній формі (великогабаритні РАВ) і РАВ у балк-формі. При цьому РАВ у балк-формі у разі потреби доводяться до потрібних розмірів фрагментів (кілька сантиметрів) і сортуються за ознаками необхідності переробки. Необхідність переробки РАВ у вигляді балк-форми може виникати в тих випадках, коли на сортування надходять відходи переважно одного типу (металеві або такі, що спалюються). Дані РАВ завантажуються в 200-літрові упаковки і відправляються у ЦЕЗ.

РАВ у балк-формі, що не потребують переробки, надходять на конвеєрне сортування за активністю, де проводиться їхній поділ на групи і категорії активності із застосуванням пасивного гамма-методу і використанням кореляційних відношень. Поряд із визначенням груп і категорій активності окреслюється також загальна кількість (маса) РАВ, що пройшли конвеєрне сортування. Після сортування РАВ, що звільняються від контролю, спрямовуються у відвали, а короткоіснуючі і довгоіснуючі РАВ завантажуються у відповідні контейнери і транспортуються у ЦПЗ. При цьому ДІ РАВ, відповідно до схеми поводження з РАВ ПТЛРВ, завантажуються в 200-літрові упаковки.

РАВ у предметній формі - це, як правило, поверхнево-забруднені конструкції або механізми. Після визначення рівня їхнього забруднення матеріали, що звільняються від контролю, спрямовуються у відвали, а інші розділяються на ті, що потребують і не потребують переробки, й відправляються у ЦПЗ.

Процеси контейнеризації та транспортування не входять до системи сортування і детально не розглядаються.

Хоча у ПТЛРВ не очікується великої кількості ВАВ, проте необхідно вже при попередньому сортуванні здійснювати контроль за можливою появою ВАВ у радіоактивних відходах і їхнім виділенням. Подальші дії з ВАВ здійснюються відповідно до схеми поводження з відходами цієї групи (наприклад [1, 2]) і в даній роботі детально не розглядаються. Але виходячи з того, що вони в ПТЛРВ очікуються у незначній кількості, детальне сортування їх доцільно проводити не біля місця вилучення, а у спеціальному приміщенні із застосуванням спеціальних установок.

На II етапі сортування, після надходження РАВ у ЦПЗ, для тих із них, що потребують переробки, визначається вид переробки, що призводить до зменшення об'єму РАВ (спалювання, пресування, піродезактивація тощо). Перед переробкою РАВ у вигляді балк-форми паспортизуються з метою визначення елементного складу й активності.

Додатковому контролю будуть піддаватися і РАВ, що зазнали процесу переробки, тому що внаслідок переробки і компактування можливий перехід РАВ у гр^пу ВАВ та/або ДІ РАВ. Система сортування буде розділяти такі відходи: за активністю - на групи ВАВ, САВ, НАВ, часом існування - на умовно довгоіснуючі і власне ДІ РАВ з метою окремого зберігання УДІ РАВ, що при очікуваній зміні законодавства України і переході

209

на міжнародні норми дасть можливість переведення цих сховищ у приповерхневі захоронення без повторного сортування і великих економічних витрат. Сортування РАВ в ЦПЗ передбачається виконувати в стандартних 200-літрових упаковках, в тому числі, у разі потреби, з використанням активного нейтронного методу визначення вмісту речовин, що діляться.

Докладніше технічні рішення щодо основних вузлів системи сортування розглянуто в окремій публікації.

РАВ у предметній формі і контейнери з РАВ, що не потребують переробки, а також контейнери з переробленими РАВ надходять на захоронення або тимчасове збереження (для ДІ РАВ) у сховища, що відповідають визначеним групам і категоріям відходів.

Висновки

В роботі проведений аналіз характеристик головних скупчень РАВ в зоні відчуження, перш за все в ПТЛРВ. Базовим методом сортування визнане вимірювання потужності еквівалентної дози та подальший аналіз з використанням кореляційних відношень. Проаналізовані дані щодо активності різних радіонуклідів стосовно ^{137}Cs , випромінювання якого вносить основний вклад до ПЕД.

Запропонований загальний підхід до проблеми сортування, вироблена загальна схема сортування, що є основою для створення високопродуктивної системи сортування РАВ ПТЛРВ зони відчуження.

1. Батий В.Г., Божко В.П., Ганенко В.Б. и др. Система сортировки радиоактивных отходов по физическим признакам и активности. - Харьков, 1999. - 32 с. - (Препр. / ННЦ ХФТИ 99-3).

2. Батий В.Г., Божко В.П., Ганенко В.Б. та ін. Розробка системи сортування РАВ за фізичним станом і активністю // Заключний звіт про НДР / ННЦ ХФТІ, 1998, № держреєстрації 01980007630.

3. Комплексна програма поводження з радіоактивними відходами на 1999-2001 реки та на період до 2005 року.

4. Проект первой очереди комплекса производств по дезактивации, транспортировке, переработке и захоронению радиоактивных отходов с территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС (кодовое название "Вектор"). - Этап 1: Захоронение радиоактивных отходов. Пусковой комплекс / НТЦ КООРО. - Желтые Воды, 1998.

5. Леденев А.И., Овчаров Л.А., Мишунина И.Б., Антропов В.М. Результаты комплексных исследований радиационного состояния пунктов временной локализации радиоактивных отходов в зоне отчуждения ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської Зони відчуження. - 1995. - Вып. 2. - С. 46-51.

6. Разработка проектов консервации ПВЛРО в 30 км Зоне отчуждения ЧАЭС. - Этап 1.2: Завершение работ по обследованию ПВЛРО. Отбор проб грунта и воды, обработка результатов полевых работ, оконтуривание ПВЛРО знаками радиационной опасности // Отчет по теме 247-Н / НТЦ КООРО. - Желтые Воды - Чернобыль, 1995. - Арх. № А-609Н.

7. Радиационное обследование ПВЛРО "Песчаное плато" и анализ влияния захоронений на окружающую среду // Отчет по 5-му этапу договора № 13/111 Н-98 / НГЦ КООРО, 1998, № гос. регистрации 01984003952.

8. Final Report - Waste in the Chernobyl Exclusion Area (ChEA); Doc.-Nr.: 11 O O/B M/05.0003/02; 13.10.1995; Management of Radioactive Waste in Dumps in the Chernobyl Exclusion Area (TACIS UR/029); (Package 1).
9. Chernobyl Waste Integration Project (WW9306.02.06.B003); Work Package II - Scoping Estimate of Parameter; Appendix A1 1.1: November 1996.
10. Summary Report - Assessment of arisings, their emplacement and risk; Doc.- Nr.: 1000/BM/05.0003/01; 13.10.1995; Management of Radioactive Waste in Dumps in the Chernobyl Exclusion Area (TACIS UR/029); (Package 1).

210

11. Radiological Measurements in the Chernobyl Exclusion Area; Doc.-Nr.: I600/BM/05.0002/01; 31.08.1995; Management of Radioactive Waste in Dumps in the Chernobyl Exclusion Area (TACIS UR/029); (Package 1).
12. Оценка Окончательного отчета по инвентаризации РАО зоны отчуждения // Отчет № OSAT/RPT/OS/00031. - Брюссель, 1999.
13. Батій В.Г., Божко В.П., Ганенко В.Б. та ін. Розробка системи сортування РАВ за фізичним станом і активністю // Проміжний звіт про НДР / ННЦ ХФТІ, 1999.
14. Батій В.Г., Кузьменко В.А., Рудько В.М. Комплекс программ CYCLONE для решения задач, связанных с проблемами радиоактивных отходов чернобыльского происхождения // Проблемы Чернобыля. - 2000. - Вып. 6. - С. 192-197.
15. Анализ текущей безопасности объекта "Укрытие" и прогнозные оценки развития ситуации. - Чернобыль: ПО "Чернобыльская АЭС", 1996. - 188 с.
16. Получение экспериментальных данных для определения современного состояния пылевого загрязнения и проведение количественных оценок последствий радиационной аварии на объекте "Укрытие" // Отчет по первому этапу договора 78/96 / МНТЦ. - Чернобыль, 1997.

Національний науковий центр "Харківський фізико-технічний інститут", Харків

УДК 577. 3:615. 849. 114+ 015.849.12

Н.М. Кургалюк, О.В. Горинь, М.О. Гальків, І.В. Шостаковська

Корекція перекисного окислення ліпідів при іонізуючому опроміненні організму екзогенним альфа-кетоглутаратом натрію

Вивчали дію щоденного тотального рентгенівського опромінення у малих дозах на систему процесів перекисного окислення ліпідів (ПОЛ) і антиоксидантного захисту еритроцитів й тканин травних залоз білих щурів. Показано, що тривале рентгенівське опромінення у малих дозах активує процеси ПОЛ на фоні зниження антиоксидантного захисту еритроцитів. Введення курсових доз альфа-кетоглутарату натрію з терапевтичною метою обмежує активацію ПОЛ у крові й тканинах травних залоз та нормалізує систему антиоксидантного захисту.

Сьогодні під перекисним окисленням ліпідів (ПОЛ) розуміють фізіологічний механізм адаптаційної модуляції мембранних структур і регуляції метаболічних реакцій організму [1]. Генерування вільних радикалів, що утворюються в організмі в обмеженій кількості у нормі, значно посилюється за екстремальних умов зовнішнього середовища, пов'язаних з постійним перебуванням у зоні радіаційного впливу, стресорними навантаженнями та іншими патофізіологічними станами.

Інтенсивне вільнорадикальне утворення у тканинах, як правило, пов'язане з індуктивним збільшенням синтезу антиоксидантних ферментів (супероксиддисмутази (СОД), каталази (КАТ), глутатіонпероксидази) та підвищенням їхньої активності [2]. Нездатність ферментативних і неферментативних компонентів системи антиоксидантного захисту (АОЗ) організму інактивувати негативну дію надлишкової кількості вільнорадикальних компонентів викликає надмірну активацію ПОЛ. Такий шлях пов'язаний з розвитком

© Н.М. Кургалюк, О.В. Горинь, І.О. Гальків, І.В. Шостаковська, 2001

211

низки патологічних змін, особливо ця ситуація небезпечна для організму, що зазнає постійного радіаційного опромінення. За даними літератури і клінічних досліджень, навіть незначне пригнічення окисних процесів за цих умов, як і дія хімічних інгібіторів на дихальні ферменти, призводить до активації у клітинах пероксидазних реакцій в основному за рахунок надмірного нагромадження відновлених еквівалентів. І навпаки, інтенсифікація окисних процесів при безпосередньому введенні інтермедіатів циклу Кребса і природних

переносників електронів, дії біогенних активаторів і адаптогенів запобігає розвитку синдрому гіперпероксидації [3].

Наші попередні дослідження присвячені вивченню ролі інтермедіатів циклу трикарбонових кислот з метою корекції післяпроменевих ушкоджень енергетичною забезпечення діяльності найважливіших регуляторних систем організму [С. 4-6]. Тому мета даної роботи - вивчення процесів ПОЛ і системи антиоксидантного захисту за умов тотального рентгенівського опромінення організму у малих дозах і введення курсових доз альфа-кетоглутарату натрію (КГЛ).

Матеріали і методи

У дослідженнях використано білих нелінійних щурів-самців масою 200-220 г. Тварин опромінювали тотально рентгенівськими променями на апараті РУМ-17 у дозі 1 Р щоденно до досягнення сумарної дози опромінення тварин, що становила 10, 20 та 30 Р, після чого тварин декапітували. Умови опромінення: напруга - 110 кВ, струм - 4 мА, фільтр Cu - 0,5 мм і Al - 1 мм, відстань від джерела опромінення - 2 м, потужність дози - 0,2 Р/хв, час опромінення - 5 хв.

Альфа-кетоглутарат натрію (КГЛ) вводили тваринам внутрішньочеревно у дозі 20 мг/100 г маси після досягнення сумарних доз опромінення 10, 20 та 30 Р. Час дії препарату становив 30 хвилин. У кожній серії дослідів контролем були: неопромінені тварини, яким вводився 1 мл фізіологічного розчину, та опромінені тварини, яким замість КГЛ аналогічно вводили 0,9 % NaCl .

ПОЛ і активність системи антиоксидантного захисту оцінювали за нагромадженням у крові і тканинах травних залоз (печінка, підшлункова залоза, слизова оболонка тонкої кишки, шлунок), розтертих до порошкоподібного стану у середовищі рідкого азоту, концентрації малонового діальдегіду згідно з [7], активності СОД [8] та каталази [9].

Отримані результати обробляли статистично з використанням критерію Стюдента [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Першим етапом роботи стало дослідження процесів перекисного окислення ліпідів (ПОЛ), яке ми оцінювали за вмістом малонового діальдегіду (МДА) - специфічного продукту розпаду жирних кислот у крові та тканинах травних залоз (печінка, підшлункова залоза, слизова оболонка тонкої кишки, шлунок).

Встановлено, що вже найменша доза іонізуючого впливу обумовлює нагромадження у крові щурів МДА, що становить 146% щодо рівня неопроміненого контролю при значенні достовірності $p < 0,05$ (рис. 1). За інших термінів дослідів аналогічні результати також набагато перевищували це значення у неопроміненіх тварин.

212

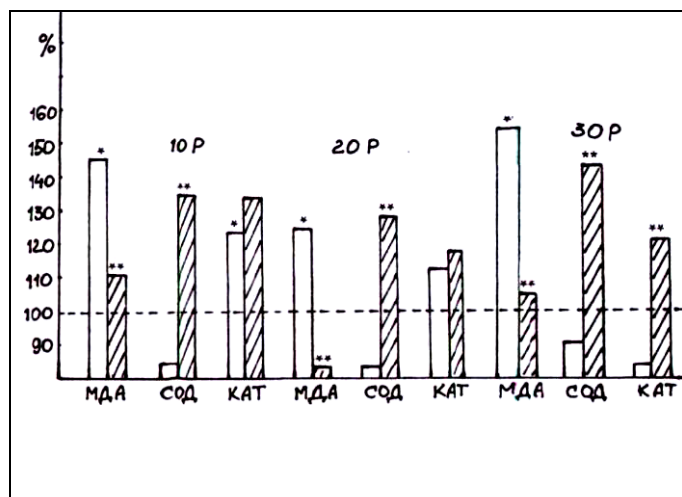


Рис. 1. Зміни вмісту малонового діальдегіду (МДА), активності супероксиддисмутази (СОД) і каталази (КАТ) у крові щурів при щоденному рентгенівському опроміненні і досягненні сумарних доз 10, 20 та 30 Р (світлі стовбчики) й за умов внутрішньочеревного введення альфа-кетоглутарату натрію (заштриховані стовбчики)

* Достовірні зміни щодо контролю і опромінення

** Достовірні зміни щодо опромінення і введення препарату

Це свідчить про активацію процесів ПОЛ, яка найсильніше виражена при досягненні сумарної дози опромінення 30 Р і становить 154% від значень у контрольних щурів ($p < 0,05$).

Підвищення інтенсивності ПОЛ у крові під впливом хронічного рентгенівського опромінення узгоджується з порушеннями у системі його регуляції. Дослідження динаміки активності ферментів системи АОЗ доводить, що активність СОД, яка регулює вільнорадикальні процеси на стадії активації кисню та зародження ланцюгового процесу ПОЛ [3], при досягненні сумарної дози опромінення 10 Р зменшується на 24% ($p < 0,05$). Статистично достовірне зниження активності СОД було встановлене і за наступних термінів експерименту (на 26% і 19%, $p < 0,05$) для сумарних доз опромінення 20 і 30 Р відповідно. За цих умов активність КАТ, яка функціонує спряжено з СОД, за перших термінів дослідження (10 і 20 Р) підвищена, однак сумарна доза рентгенівського опромінення у 30 Р достовірно знижує активність показника. Вважається, що порушення спряженості між цими двома ферментами АОЗ у крові запобігає детоксикації вільнорадикальними продуктами та сприяє активації ПОЛ.

Одним із важливих факторів інтенсифікації ПОЛ при різних видах навантажень може бути посилення периферичних симпатoad-реналових впливів. Адренергічна активація ПОЛ визначається підвищенням функціонування різноманітних механізмів активування генерації вільних радикалів. Це - утворення активних форм O_2 під час біосинтезу і хіноїдного розпаду катехоламінів, інгібування ферментів цитохромної системи з розвантаженням дихального ланцюга, що постійно поповнюється електронами за рахунок радикалоутворюючого шляху, роз'єднання дихання і фосфорилування, яке усуває лімітуючу роль АТФ-синтетази і активує вільнорадикальне окислення, посилення генерації вільних радикалів у ксантиноксидазній системі тощо. Тому в наших дослідженнях зниження вмісту адреналіноподібних речовин при введенні КГЛ [6] у крові й тканинах слід розглядати як одну з умов зменшення інтенсифікації процесів ПОЛ, викликаного дією тривалого опромінення.

213

Як відомо, активація ПОЛ відбувається у тих випадках, коли надмірна генерація активних форм кисню перевищує фізіологічні можливості потужних антиоксидантних систем клітин або виникає первинна антиоксидантна недостатність (дефіцит вітаміну Е, деяких мікроелементів тощо). В екстремальних умовах (стрес, гіпоксія, іонізуюче опромінення) створюються також передумови для порушень діяльності ферментативних і неферментативних антиоксидантних систем.

Введення альфа-кетоглутарату натрію у наших дослідженнях призводило до статистично достовірного зниження вмісту малонового діальдегіду за всіх термінів дослідження (10, 20, 30 Р) як у сироватці крові, так і тканинах травних залоз, зокрема печінці, підшлунковій залозі, слизовій оболонці тонкої кишки та шлунку.

Саме здатність КГЛ обмежувати гіперактивацію сукцинатдегідрогенази, що досліджено на органах травного тракту при введенні цього препарату [4, 6], дозволяє "спрямовувати" тканинний метаболізм у напрямку ощадливого використання кисню для синтезу макроергів. Повне завантаження ланцюга переносу електронів, яке задається окисленням саме НАД-залежних субстратів, куди відноситься і КГЛ, сприяє не тільки зростанню виходу АТФ при менших енергозатратах, а й зменшенню кількості окислених і недоокислених форм. Саме зниження вмісту цих сполук усуває шкідливий вплив продуктів ПОЛ на клітинну мембрану, сприяє її стабілізації при значних екстремальних навантаженнях.

Отже, перспектива використання природних малотоксичних субстратів і метаболітів енергетичного обміну як м'яких і високоефективних засобів впливу на функціональну активність найрізноманітніших систем при екстремальних впливах, надзвичайно широка. Слід відзначити, що шляхом точного визначення моменту впливу вдається втручатися надзвичайно малими дозами енергетичних метаболітів в роботу найважливіших регуляторних центрів організму при значних навантаженнях, що переходять у патологію.

Антигіпероксидна ланка у ланцюзі антиоксидантного захисту завдяки активації фізіологічних і біохімічних механізмів запобігає зростанню у тканинах напруження кисню і тим самим попереджує зростання продукції вільних радикалів кисню. Тому вона є першим ступенем захисту АОЗ. У даному антиоксидантному каскаді захисту особливе значення має підтримання високої інтенсивності окисно-відновних процесів у донорно-акцепторній

системі дихального ланцюга. Значне пригнічення окисних процесів за умов дії іонізуючого опромінення різної інтенсивності, як зазначено у низці досліджень [11], саме за рахунок нагромадження відновлених еквівалентів шляхом дії інгібіторів дихальних ферментів приводить до активації пероксидазних реакцій у клітинах [12]. Введення КГЛ і інтенсифікація окисних процесів, пов'язаних із зростанням показника спряженості дихання і окисного фосфорилювання, підвищення ролі субстратного фосфорилювання, пов'язаного з утворенням ГТФ [13], - усе це запобігає розвитку синдрому гіперпероксидації за умов дії тривалого іонізуючого впливу у малих дозах, яке ми спостерігали у своїх дослідженнях.

Тому підтримання високої інтенсивності окисних реакцій у циклі Кребса поряд з іншими процесами може забезпечити формування окисно-відновного гомеостазу, суперкомпенсаторну потужність функціонуючих систем і буферну ємність АОЗ [3]. Отже, у багатокомпонентному АОЗ провідна роль першого каскаду антирадикального і пероксидазного захисту обумовлена високою активністю функціонуючих систем організму

217

та інтенсивністю реакцій дихального ланцюга. Саме низький рівень PO_2 та висока субстратна окислювальність обмежує потужність ПОЛ. Це сприяє ефективній роботі ферментів другого рівня АОЗ (СОД, КАТ, глутатіон-пероксидази), які нейтралізують вільні радикали і ліпідні перекиси, а також забезпечують ефективне використання ендогенних антиоксидантів третього рівня захисту у системі компенсаторних процесів.

1. *Поваженко А.А., Рыжова Т.Н., Козырева Е.В.* Некоторые механизмы регуляции пероксидации липидов в эритроцитах человека при длительном пребывании в условиях гипербарии // Физиол. журн. - 1991. - Т. 37. - № 4. - С. 65-72.

2. *Владимиров Ю.А., Арчаков А.И.* Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. - М: Наука, 1972. - 252 с.

3. *Тимочко М.Ф., Шлемкевич М.П., Бойків Д.П. та ін.* Клінічна біохімія. - Л., 1996. - 96 с.

4. *Кургалюк Н.М., Мостаковська І.В.* Вплив альфа-кетоглутарату, введенного після рентгенівського опромінення щурів в летальній дозі, на дихання і окисне фосфорилювання в мітохондріях печінки // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1997. - Вип. 5. - С. 154-161.

5. *Кургалюк Н.М., Шостаковська І.В., Доліба М.М.* Вплив екзогенного альфа-кетоглутарату натрію на резистентність щурів до іонізуючого опромінення // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. - 1997. - Вип. 5. - С. 151-154.

6. *Галькив М.А., Кургалюк Н.Н., Старостюк А.К.* Радиобиологические особенности участия холинэргических структур в реакциях организма на действие ионизирующей радиации // Третий съезд по радиационным исследованиям: Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность, Москва, 14-17 окт. 1997 г.: Тез. докл. - Пушино, 1997. - Т. 1. - С. 353-354.

7. *Коробейников Э.И.* Модификация определения продуктов перекисного окисления липидов в реакции с тиобарбитуровой кислотой // Лаб. дело. - 1989. - № 7. - С. 8-10.

8. *Mistra H.N., Fridowch J.* Superoxide dismutase: a 10-photochemical augmentation assay // Srch.biochim. et biophys. - 1976. - 176. - P. 577-581.

9. *Макаренко Е.В.* Комплексное определение активности супероксиддисмутазы и глутатионпероксидазы в эритроцитах у больных с хроническими заболеваниями печени // Лаб. деда. - 1987. - № 11. - С. 48-50.

10. *Деркач М.П., Гумецький Р.Я., Чабан М.С.* Курс варіаційної статистики. - К.: Вища шк., 1977. - 207 с.

11. *Чеботарев Е.Е., Барабой В.А., Дружина Б.А. и др.* Окислительные процессы при гамма-нейтронном облучении организма. - К.: Наук. думка, 1986. - 216 с.

12. *Дворецкий А.И., Айрапетян С.Н., Шаинская А.М., Чеботарев Е.Е.* Трансмембранный перенос ионов при действии ионизирующей радиации. - К.: Наук. думка, 1990. - 136 с.

13. *Музыка Ф.В.* Влияние α -кетоглутарата на энергетический обмен в митохондриях печени в зависимости от степени активации холинэргической нервной системы: Автореф. дис. канд. биол. наук. - Л., 1992. - 18 с.

Львівський державний університет ім. І.Франка

215

УДК 539.17

О.Г. Савчук, В.Б. Ганенко, В.Г. Батій, В.Т. Биков, В.О. Кузьменко, Н.І. Проскура,
С.Г. Пічурін, Р.П. Слабоспицький, В.В. Селюкова

Сортування за активністю твердих радіоактивних відходів зони відчуження на конвеєрі та в первинних упаковках

Запропоновані системи сортування за активністю твердих радіоактивних відходів (ТРВ) перебувають в пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) зони відчуження ЧАЕС. Систему сортування радіоактивних відходів (РАВ) на конвеєрі передбачається розташувати поблизу ПТЛРВ у місцях вилучення РАВ, а систему сортування РАВ у первинних упаковках - у центрі з переробки й захоронення РАВ (ЦПЗ). За допомогою модернізованого програмного комплексу CYCLONE виконане математичне моделювання інтенсивності й спектру гамма-випромінювання від досліджуваної кількості відходів при визначенні їхньої групи чи категорії за активністю.

Дана робота є продовженням досліджень, спрямованих на розробку загальної схеми сортування радіоактивних відходів чорнобильського походження [1, 2], зокрема тих, що захоронені в пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів зони відчуження (ПТЛРВ) [3]. В ній детальніше розглянуто технічні пропозиції щодо методів і техніки сортування РАВ, які витягаються з ПТЛРВ і надходять на захоронення у сховища центру з переробки й захоронення РАВ низької і середньої активності (ЦПЗ), що споруджуються на базі комплексу "Вектор" [4].

Проблема перезахоронення РАВ Чорнобильської зони відчуження і особливо тих, що перебувають в ПТЛРВ, набула сьогодні особливої актуальності у зв'язку з тим, що тисячі тонн радіоактивних матеріалів, зосереджених там, перебувають в умовах, які не відповідають нормативним документам, діючим в Україні. ПТЛРВ із самого початку не були пристосовані для довгострокового зберігання РАВ. Відсутність необхідної гідроізоляції, протифільтраційних екранів та інших інженерних бар'єрів робить їх неконтрольованими постачальниками радіонуклідів у навколишнє середовище, а також у ріки Прип'ять і Дніпро [5-7].

Відповідно до Комплексної програми поводження з радіоактивними відходами на 1999-2001 рр. та на період до 2005 р. [8] планується насамперед провести перезахоронення в ЦПЗ РАВ, що перебувають в ПТЛРВ й інших, дрібніших місцях збереження.

Згідно з аналізом [9] об'єм відходів у ПТЛРВ складає близько 4 млн. м³ (~2,8 млн. т), що дорівнює 90% РАВ зони відчуження; їх загальна активність дорівнює $1,9 \cdot 10^{15}$ Бк, що складає близько 25% активності РАВ зони відчуження (без урахування РАВ об'єкту "Укриття"), а середня питома активність складає близько 500 Бк/см³ (~700 Бк/г). Таким чином, за активністю РАВ, що перебувають в ПТЛРВ, належать в основному до груп низько- та середньоактивних радіоактивних відходів (НАВ і САВ) [10] у вигляді так званої балк-форми - щебеню, піску, ґрунту, дрібних кусків деревини, металу, будівельних відходів, змішаних з піском або ґрунтом, і так званої предметної форми - крупного металобрухту, бетонних і металевих конструкцій, машин і механізмів. Технологія поводження з РАВ цих двох форм різна. Загальна схема сортування РАВ ПТЛРВ, розглянута в [3], передбачає РАВ у вигляді балк-форми розподілити на такі, що не потребують

© О.Г. Савчук, В.Б. Ганенко, В.Г. Батій, В.Т. Биков, В.О. Кузьменко, Н.І. Проскура, С.Г. Пічурін, Р.П. Слабоспицький, В.В. Селюкова, 2001

переробки і опрацьовуються на місці вилучення із застосуванням конвеєрної лінії, і такі, що потребують переробки (спалюються, пресуються тощо), а також такі, що опрацьовуються в первинних упаковках у ЦПЗ.

У даній роботі розглянуті технічні рішення щодо системи сортування за активністю РАВ у вигляді балк-форми із застосуванням конвеєрної лінії на місці вилучення та системи сортування за активністю РАВ у первинних упаковках у ЦПЗ.

В основу сортування РАВ за активністю як в першому, так і другому випадку покладено відомий метод пасивного гамма-аналізу, заснований на вимірюванні потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма-випромінювання і використанні кореляційних відношень між вмістом радіонуклідів, які входять до складу РАВ, та радіонукліду ¹³⁷Cs. Як показано в [3], для РАВ чорнобильського походження важливим є зв'язок між активністю і часом існування, що дозволяє за одним виміром ПЕД проводити розподіл РАВ на групи за активністю і часом існування, що значно спрощує і здешевлює процес сортування, оскільки

він не потребує великих і коштовних установок і є досить продуктивним (порівняно з прямими методами - радіохімічним аналізом та ін.). Точність методу залежить від точності вимірювання ПЕД та похибки, з якою відома величина кореляційних відношень для даного скупчення РАВ, а також від ступеня гомогенності відходів. При аналізі можна використовувати середньопаливний склад радіонуклідів у РАВ, що у межах чинника 2 збігається з реальним незалежно від місця перебування РАВ [7, 11]. Середні значення кореляційних відношень, отриманих різними організаціями, досить близькі, що свідчить про можливість використання таких даних з похибкою до 30-40% [3].

Система конвеєрного сортування РАВ у балк-формі зони відчуження за активністю

Система конвеєрного сортування призначена для експресного сортування РАВ в балк-формі, що витягаються з ПТЛРВ, на групи НАВ, САВ, ті, що знімаються з контролю, і категорії: короткоіснуючі (КІ), довгоіснуючі (ДІ) і умовно довгоіснуючі (УДІ). Крім того, вона має можливість виявити і відсортувати високоактивні відходи (ВАН), якщо такі потрапили до складу РАВ. УДІ - це такі РАВ, що відповідно до сучасної законодавчої бази України належать до ДІ РАВ, але не є такими за рекомендаціями МАГАТЕ і прийнятою міжнародною практикою. Поряд із визначенням груп і категорій активності система визначає також загальну масу РАВ, що пройшли конвеєрне сортування. Як показано в [3], виходячи з аналізу складу і розповсюдження РАВ, доцільно розташовувати цю систему в безпосередній близькості від місця вилучення.

На рис. 1 подана схема роботи системи та її основних елементів.

Радіоактивні відходи, попередньо здрібнені до необхідних розмірів (фрагменти - не більше 50-60 мм) і певним способом підсушені, за допомогою стандартного стрічкового конвеєра надходять у приймальну частину (1) бункера-дозатора (рис. 2), призначеного для приймання, проміжного накопичення і дозування РАВ. Маса РАВ, що одночасно перебувають в бункері, має бути не більше 1000 кг.

В бункері-дозаторі РАВ певними порціями висипаються у дозуючу упаковку (2), яка являє собою прямокутну ємність об'ємом 0,04 м³. Маса порції РАВ не перевищує 150 кг. Для того щоб надходження радіоактивних відходів у дозуючу упаковку не перевищувало встановленого обсягу,

217



Рис. 1. Структурна схема системи конвеєрного сортування РАВ у балк-формі за активністю

б бункері-дозаторі передбачено спеціальний пристрій (3), що працює як диск-обмежувач й призначений для розрівнювання й обмеження відходів. Після того як дозуюча упаковка заповнюється, її зважують за допомогою датчиків ваги (7).

Результати моделювання виміру активності РАВ, що перебувають у конвеєрній упаковці, свідчать, що швидкість посування конвеєра і його продуктивність, насамперед, будуть залежати не від часу виміру активності РАВ у вимірювальному вузлі, а від часу відпрацювання механіки самого конвеєра. Якщо продуктивність конвеєра складатиме близько 4 м³/год, то за одну годину конвеєр пропускатиме до 100 конвеєрних

Статистична похибка при вимірі активності нижньої межі НАВ за вказаного часу обробки конвеєрної упаковки не перевищуватиме 7% для детектора об'ємом 1 см³, розташованого на відстані 1 м від поверхні РАВ.

На рис. 3 показана схема балк-конвеєра, який являє собою транспортне кільце, на якому жорстко закріплені конвеєрні упаковки. Заповнена конвеєрна упаковка за командою з пункту керування переміщується по кільцю і надходить до вимірювального вузла,

219

де визначається ПЕД даної порції. Вимірювальний вузол складається із блока детекторів та свинцевого екрану. Після того як упаковка зайняла своє фіксоване місце під блоком детекторів (воно задається датчиками положення), конвеєр зупиняється, й починається вимір ПЕД даної упаковки. Як детектори випромінювання можуть бути використані системи сцинтилятор-фотодіод на основі кристалів CsI або NaI об'ємом близько $1,0 \text{ см}^3$, а також напівпровідникові детектори, наприклад, на основі телуриду кадмію. Блок детектування має можливість переміщення у вертикальній площині. Відстань від лічильника до верхнього прошарку РАВ складає 10-100 см. Дані, одержані при вимірюванні, надходять до пункту керування, де оброблюються й аналізуються з метою визначення групи та категорії РАВ даної упаковки. Конвеєрне кільце обладнане вихідними вікнами для проведення відсорткування по групах активності РАВ, а саме: такі, що знімаються з контролю, короткоіснуючі, умовно довгоіснуючі та довгоіснуючі. Також передбачено спеціальне вікно для відсорткування тих РАВ, у яких вимірювальний вузол зафіксував наявність ВАВ. За командою пункту керування вже виміряна упаковка підходить до відповідного вікна, де за допомогою датчиків положення зупиняється. Коли конвеєрна упаковка зайняла своє фіксоване місце над вихідним вікном, за командою пункту керування ступки її дна розкриваються і вміст упаковки висипається на стрічку відповідного транспортного конвеєра, що пересуває РАВ даної групи до місця, де вони завантажуються в контейнери чи поступають у відвали. Після закінчення висипання ступки зачиняються, і конвеєр може продовжувати рух. Така конструкція кільцевого конвеєра та дискретний режим його посування дозволяє ефективно й продуктивно проводити процес сортування РАВ у балк-формі за активністю. Такий покроковий рух конвеєра дозволяє одночасно заповнювати конвеєрну упаковку новою порцією РАВ з бункера-дозатора, проводити виміри ПЕД попередньої порції та висипати у відповідне вихідне вікно вже виміряну та визначену порцію.

Передбачається, що очікувана продуктивність системи складатиме близько $4 \text{ м}^3/\text{год}$, діапазон виміру потужності еквівалентної дози становить $0,001\text{-}10,0 \text{ мЗв}/\text{год}$ з похибкою близько 20%.

Система сортування РАВ за активністю в первинних упаковках

Дана система використовується для остаточного сортування РАВ, які надходять у ЦПЗ на переробку, захоронення або збереження. Вона може розміщатися в технологічному корпусі ЦПЗ і відповідно до загальної схеми сортування РАВ, що витягаються з ПТЛРВ [3], буде використовуватись для:

- сортування за активністю РАВ однорідного складу в балк-формі, що надходять у ЦПЗ на переробку і захоронення в первинних упаковках безпосередньо з ПТЛРВ, міняючи етап попереднього сортування. Сортування здійснюється на групи НАВ, САВ і ВАВ і - за часом існування - на короткоіснуючі, умовно довгоіснуючі і довгоіснуючі РАВ;

- сортування за активністю і часом існування РАВ, що зазнали переробки в ЦПЗ, внаслідок чого можливий перехід цих РАВ у групу ВАВ або ДІ РАВ. У цьому випадку передбачається дослідження в РАВ також вмісту речовин, що діляться, з можливим

220

- активного нейтронного аналізу [2]. Ці РАВ поступають на контроль у первинних упаковках (200-літрових контейнерах) після переробки, внаслідок чого є гомогенними, однорідними і розсортованими за фізичним станом.

Система сортування - автоматизована система сортування РАВ, заснована на використанні пасивного гамма-методу, за яким вимірюється потужність еквівалентної дози й інтенсивність гамма-променів, що випромінюються досліджуваними РАВ. З урахуванням очікуваної кількості надходження РАВ, які потребують контролю в ЦПЗ, продуктивність системи повинна бути не менше 40 м^3 на добу або близько $2 \text{ м}^3/\text{год}$.

Згідно із схемою сортування РАВ ПТЛРВ [3] матеріали, що знімаються з контролю, відділяються на стадії сортування у місці витягу і в ЦПЗ не надходять.

Система сортування РАВ за активністю в первинних упаковках може працювати із стандартними контейнерами типу КСТА-02 розробки НТЦ КОРО [12] об'ємом 200 л і вагою до 400 кг. Діапазон вимірювань активностей РАВ становить від 0,1 мкЗв/год до 1,0 Зв/год з похибкою виміру активності $^{137}\text{Cs} \leq 20\%$. Максимальна продуктивність системи - до 10 контейнерів типу КСТА-02 на годину.

З метою оцінки можливості й меж застосування пасивного гамма-методу при аналізі РАВ, поміщених у 200-літровий контейнер, було проведено математичне моделювання процесу виміру за цих умов. При моделюванні був використаний розроблений раніше програмний модуль CYCLONE 2. Як детектор розглядався кристал NaI об'ємом 50 см³ (Ø 40x40 мм), що розташовувався на відстані 10 см від бічної поверхні упаковки на висоті, що дорівнювала 1/2 висоти упаковки. При моделюванні процесу реєстрації квантів розглядалися тільки ті з них, що проникали в детектор через його торцеву поверхню, що могло розглядатися як застосування коліматора. Проте вплив коліматора на спектр квантів, що реєструвались, не враховувався.

Розрахунки були виконані для двох випадків:

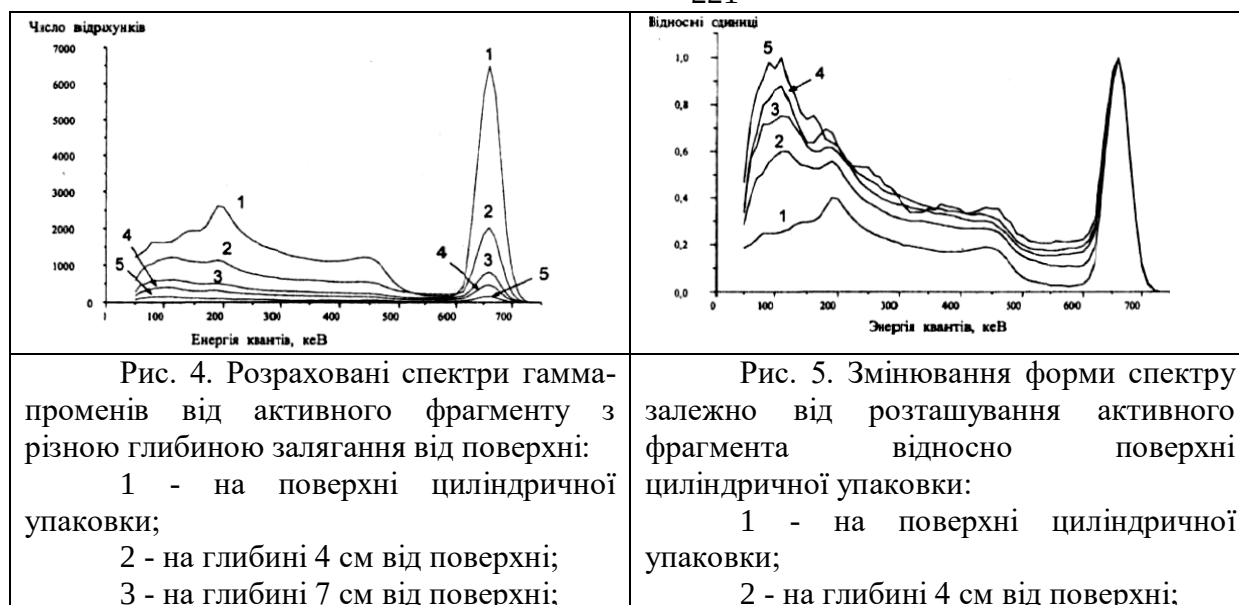
- гомогенного розподілу активності, обумовленої радіонуклідом ^{137}Cs , рівномірно розподіленим по об'єму контейнера у речовині (пісок) з середньою щільністю 2 г/см³;
- наявності активного фрагмента в контейнері за тих же умов.

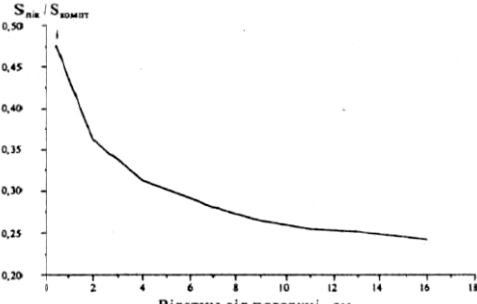
При моделюванні наявності активного фрагмента досліджувалася залежність інтенсивності та форми спектра, а також ПЕД у місці розташування детектора від глибини залягання фрагмента. На рис. 4, 5 наведені розраховані спектри гамма-променів для різних глибин залягання активного фрагмента. З цих рисунків видно, що із збільшенням глибини залягання зменшується інтегральна інтенсивність зареєстрованих квантів і збільшується внесок у цю інтенсивність комптонівського розподілу, і, таким чином, вимірюючи інтегральну інтенсивність квантів (або ПЕД) і зіставляючи її з відношенням площ фотопіку і комптонівського розподілу, можна одержувати інформацію про наявність, величину і глибину залягання активного фрагмента.

На рис. 6 показана залежність відношення площ фотопіку і комптонівського розподілу від глибини залягання фрагмента. Аналіз цієї залежності показує, що для визначення глибини залягання активного фрагмента ефективніше даний метод може використовуватися до глибини 13-15 см. Щоб обстежити якомога більший об'єм упаковки, необхідно сканувати всю її поверхню.

В таблиці наведено результати розрахунків для одного із можливих варіантів розташування системи вимірювання: детектор системи розташований після коліматору довжиною 30 см, передній край якого перебуває на відстані 10 см від поверхні

221



4 - на глибині 9 см від поверхні; 5 - на глибині 13 см від поверхні	3 - на глибині 7 см від поверхні; 4 - на глибині 9 см від поверхні; 5 - на глибині 13 см від поверхні
	Рис. 6. Залежність відношення площин фотопіка й комптонівського розподілення від розташування фрагменту відносно поверхні циліндричної упаковки

Потік гамма-квантів від 200-літрової первинної упаковки з РАВ різних груп на відстані 10 см від її бічної поверхні

	РАВ, що знімаються з контролю	НАВ	САВ	ВАН
Потік в області фотопіку, імп/с	$\leq 3,7$	11-1100	1100-37600	≥ 37600
Повний потік, імп/с	≤ 11	33-3300	3300-113000	≥ 113000

контейнера, а щілина коліматора дорівнює 10·1 см. Швидкість лічби, обумовлена тільки нерозсіяними гамма-квантами (фотопик) за умови 100-відсоткової ефективності реєстрації гамма-квантів, наведена у другому рядку таблиці. Урахування розсіяних гамма-квантів збільшує завантаження лічильників приблизно у три рази. Швидкість лічби можливо контролювати, змінюючи щілину коліматорів або відстань між детекторами і контейнером для досягнення необхідної статистичної точності виміру за час обертання контейнера.

222

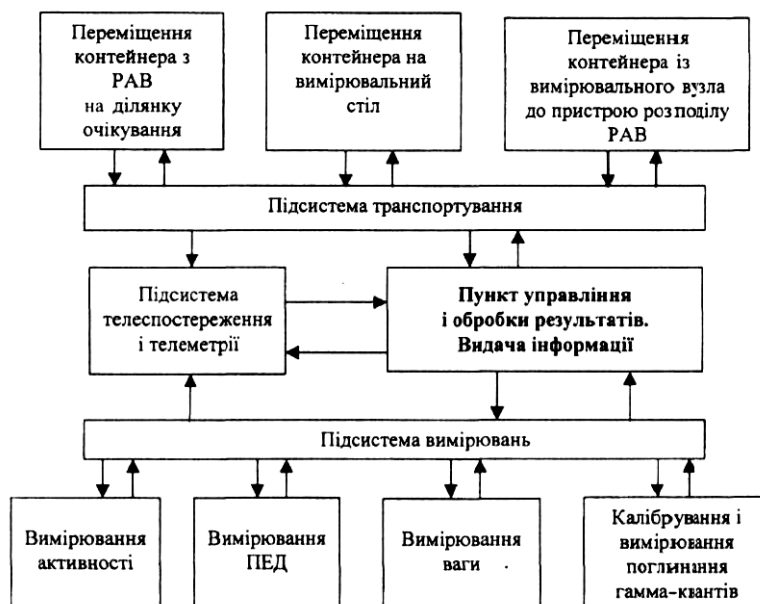


Рис. 7. Структурна схема системи сортування в 200-літрових контейнерах

Результат розрахунків показали, що ефективність реєстрації фото піка радіонукліда ^{137}Cs знижується з глибиною знаходження активного слою від поверхні контейнера до його центру в 100 разів. Тому контроль високоактивних фрагментів малого обсягу по випромінюванню ^{137}Cs є ефективним до глибини 15 см від поверхні, тобто приблизно для 85% обсягу контейнера. Проте більше ніж 50% ПЕД обумовлено нерозсіяними гамма-квантами ^{137}Cs .

Повна ефективність, що включає поглинання (ослаблення) гамма-променів і тілесний кут реєстрації випромінювання (обсяг РАВ у контейнері, що бачить детектор), змінюється з

глибиною не так помітно. У центрі контейнера вона зменшується приблизно у 12,5 разів, на глибині 20 см - 7 разів, на глибині 15 см - 5,5 разів. Для гомогенного розподілу РАВ у контейнері і низької щільності відходів (не вище 2 г/см^3) за умовами, які очікуються згідно з загальною схемою сортування у нашому випадку, можливо визначити повну активність ^{137}Cs з похибкою не більше 20%.

Вона включає такі головні підсистеми: підсистему транспортування, до складу якої входять конвеєрна лінія та вимірювальний стіл; підсистему вимірювань, яка складається з блоку вимірювання потужності еквівалентної дози, блоку спектрометричних вимірювань й блоку калібрування; підсистему телеспостереження й телеметрії; підсистему обробки даних й управління (див. рис. 7).

Схема розташування елементів системи показана на рис. 8.

Конвеєрна лінія призначена для переміщення контейнера з РАВ у вимірювальний вузол і транспортування його на інші ділянки після виміру ваги й активності. Вона побудована на основі приводного роликового конвеєра, розрахованого на роботу з контейнерами вагою до 400 кг, і складається з двох частин: вхідної та вихідної, які працюють незалежно одна від одної і обладнані механізмами, що забезпечують розташування і переміщення упаковки з РАВ по центральній вісі конвеєра.

223

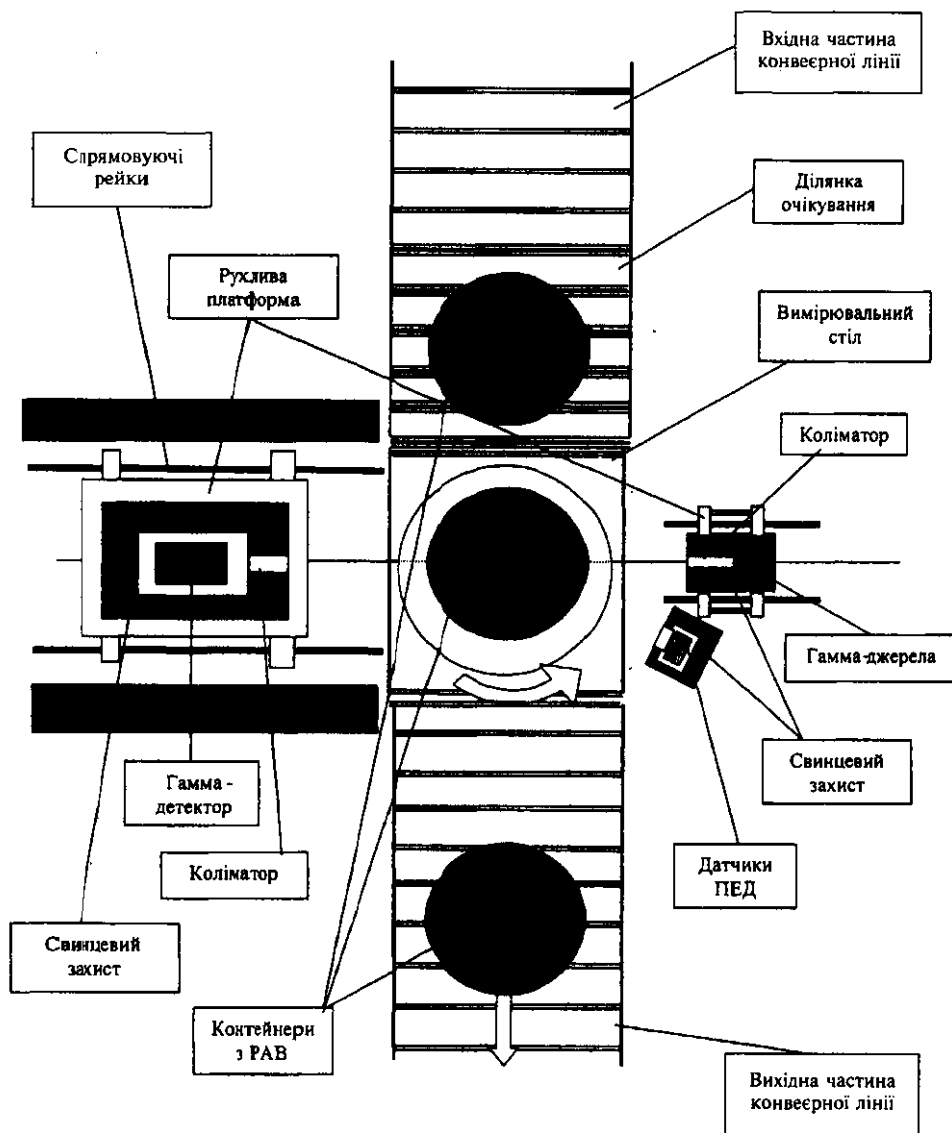


Рис. 8. Схема розташування елементів системи сортування в 200-літрових упаковках

Вимірювальний стіл - частина конвеєрної лінії, його ділянка, що розділяє конвеєр на вхідну і вихідну частини, призначена для зважування упаковки з РАВ й сканування при вимірюваннях. Вимірювальний стіл оснащений пристроєм для фіксації упаковки,

ваговимірвальним пристроєм, устаткуванням, що забезпечує обертання контейнера навколо вертикальної осі. Переміщення контейнера по вхідній частині конвеєра здійснюється до його кінцевої ділянки. На кінцевій ділянці контейнер зупиняється, якщо вимірвальний стіл зайнято. Після звільнення вимірвального столу контейнер, що перебуває на ділянці очікування, переміщується на вимірвальний стіл і фіксується на ньому в точно визначеному положенні, після чого вимірюється його вага і починається

224

процес виміру ПЕД, після закінчення якого упаковка з РАВ переміщується на вихідну частину конвеєра і далі - у вихідний накопичувач, а новий контейнер завантажується на вимірвальний стіл для аналізу. Під час заміни упаковки можливе виконання калібрування апаратури від гамма-джерел. Швидкість руху конвеєра визначається продуктивністю системи й вимогами техніки безпеки.

Блок датчиків виміру ПЕД призначено для виміру та контролю ПЕД, яка створюється контейнерами, завантаженими РАВ певної групи і категорії. Датчики розташовані у свинцевому захисті і обладнані коліматорами. Виміри здійснюються дистанційно в автоматичному режимі, діапазон вимірів - від 0,1 мкЗв/год до 1,0 Зв/год. При вимірюванні ПЕД сканування контейнера здійснюється в режимі безупинного обертання із швидкістю приблизно один оберт за хвилину. Інформація з датчиків ПЕД реєструється й обробляється підсистемою накопичування й обробки інформації.

Спектрометрична методика призначена для визначення групи активності й нуклідного складу РАВ, а також для калібрування дозиметрів виміру ПЕД шляхом аналізу спектрального розподілу гамма-випромінювання РАВ, що досліджуються, і безпосереднього визначення вмісту радіонукліда ^{137}Cs за інтенсивністю його фотопіка. Визначення радіонуклідного складу РАВ здійснюється за допомогою кореляційних відношень, що періодично уточнюються за результатами радіохімічного аналізу зразків РАВ. Одночасно здійснюється контроль вмісту ^{137}Cs і за інтегральною кількістю імпульсів гамма-випромінювання, зареєстрованих гамма-спектрометрами, без аналізу спектрального розподілу гамма-квантів.

Як детектори гамма-випромінювання можуть бути використані детектори на основі кристалів CsI, NaI або оксидних кристалів BGO. Використання детекторів на основі цих кристалів не потребує охолодження рідким азотом, що значно знижує вартість системи і спрощує експлуатацію. Оскільки майже все гамма-випромінювання обумовлене єдиним радіонуклідом ^{137}Cs , енергетичний розподіл, що вимірюють такі детектори, є достатнім для визначення кількості цього радіонукліда.

Для проведення калібрування вимірвальних вузлів в системі передбачена наявність гамма-джерела ^{137}Cs .

Організація роботи

Обидві системи сортування функціонують в автоматичному режимі в реальному часі й оснащені підсистемами телеметрії й телеспостереження. Підсистема телеметрії забезпечує телеметричною інформацією всі ділянки і підсистеми, що відслідковують параметри РАВ і стан систем сортування та їх елементів. Підсистема телеспостереження призначена для візуального контролю за роботою підсистем і окремих вузлів, що використовуються на ділянці контролю активності РАВ, а також для визначення цілісності упаковки.

Для накопичення і зберігання інформації про РАВ, що сортуються на балк-конвеєрі, призначена підсистема автоматизованого обліку та супроводу РАВ. Вона приймає інформацію про активність, кількісний вміст радіонуклідів, кількість, вид, групу та категорію РАВ, що перебувають у конвеєрній упаковці та контейнерах, й заносить її в базу даних, а також постачає необхідні дані з бази даних щодо нових або уточнених значень коефіцієнтів кореляційних відношень, що використовуються при визначенні кількості радіонуклідів у РАВ.

225

2. Батій В.Г., Божко В.П., Ганенко В.Б. та ін. Розробка системи сортування РАВ за фізичним станом і активністю // Заключний звіт НДР / ННЦ ХФТІ, 1998, № держреєстрації 01980007630.
3. Батій В.Г., Быков В., Ганенко В.Б. та ін. Розробка системи сортування РАВ та технічних рішень на підсистемі сортування РАВ за фізичним станом і активністю // Проміжний звіт НДР / ННЦ ХФТІ, 1999. № держреєстрації 01990002588.
4. Проект первой очереди комплекса производств по дезактивации, транспортировке, переработке и захоронению радиоактивных отходов с территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС (кодовое название "Вектор"). Этап 1: Захоронение радиоактивных отходов. Пусковой комплекс / НТЦ КОРО. - Желтые Воды, 1998.
5. Леденев А.И., Овчаров П.А., Мишунина И.Б., Антропов В.М. Результаты комплексных исследований радиационного состояния пунктов временной локализации радиоактивных отходов в зоне отчуждения ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1995. - Вип. 2. - С. 46-51.
6. Разработка проектов консервации ПВЛРО в 30 км Зоне отчуждения ЧАЭС/ Этап 1.2: Завершение работ по обследованию ПВЛРО. Отбор проб грунта и воды, обработка результатов полевых работ, оконтуривание ПВЛРО знаками радиационной опасности // Отчет по теме 247-Н / НТЦ КОРО. - Желтые Воды - Чернобыль, Д995. Арх. № А-609Н.
7. Радиационное обследование ПВЛРО "Песчаное плато" и анализ влияния захоронений на окружающую среду // Отчет по 5-му этапу договора № 13/111 Н-98 / НТЦ КОРО. - 1998. № гос. регистрации 01984003952.
8. Комплексна програма поводження з радіоактивними відходами на 1999-2001 роки та на період до 2005 року.
9. Оценка Окончательного отчета по инвентаризации РАО зоны отчуждения // Отчет. № OSAT/RPT/OS//00031. - Брюссель, 1999.
10. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СПАС-88). - ПНАЭ, 1988.
11. Получение экспериментальных данных для определения современного состояния пылевого загрязнения и проведение количественных оценок последствий радиационной аварии на объекте "Укрытие" // Отчет по первому этапу договора 78/96 / МНТЦ. - Чернобыль, 1997.
12. Ермолин Г.А., Саверский С.Ю. Проблемы контейнеризации радиоактивных отходов низкой и средней активности // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1995. - Вип. 2. - С. 27-40.

Національний науковий центр "Харківський фізико-технічний інститут", Харків

226

{АНОТАЦІЇ}

{ABSTRACT}

С.В. ШЕВЧЕНКО

КОНТРОЛЬ РАДИАЦИОННЫХ ПАРАМЕТРОВ РАО: ПРОБЛЕМЫ НОРМАТИВНОГО И АППАРАТУРНОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ

В работе приведены результаты анализа современного уровня развития средств измерительной техники, применяемых при контроле радиационных параметров радиоактивных отходов (РП РАО), а также нормативной документации, действующей на Украине в сфере обращения с отходами.

Показано, что среди систем контроля РП РАО, в том числе серийно выпускаемых рядом ведущих зарубежных фирм, для контроля основной массы РАО на Украине наиболее применимы системы измерения гамма-параметров. Для РАО Чернобыльской зоны отчуждения, вероятно, оптимальным по стоимости и производительности методом контроля станет предварительное исследование скоплений РАО в ПВЛРО (в частности, объекте "Укрытие") с применением пробоотбора и последующего мониторингирования РАО-потоков по гамма-параметрам.

Д.О. БУГАЙ, С.П. ДЖЕПО, О.С. СКАЛЬСКИЙ, В.О. КАШПАРОВ, С.Е. ЛЕВЧУК,
С.І. ЗВАРИЧ, Л. ДЕВИЕР, Н. АХАМДАШ

МИГРАЦИЯ СТРОНЦИЮ-90 В ГРУНТОВЫЕ ВОДЫ ИЗ ПОХОВАНЬ РАДИОАКТИВНЫХ ВІДХОДІВ "РУДИЙ ЛІС"

Наведені результати досліджень геоміграції стронцію-90 на експериментальному полігоні у похованні №22-Т ПТЛРВ "Рудий ліс". Розглянуті наступні питання: фізико-хімічні властивості паливних часток і запаси радіонуклідів у траншеї; геологічна будова і фільтраційні властивості порід; особливості режиму підземних вод; розподіл ^{90}Sr у водоносному горизонті і сорбційні властивості відкладень. Одержані дані дозволили оцінити in-situ швидкість витоку ^{90}Sr із поховання РАВ до гідрогеологічного середовища і латеральну швидкість міграції радіонукліду в водоносному горизонті.

Д.А. БУГАЙ, С.П. ДЖЕПО, А.С. СКАЛЬСКИЙ, В.А. КАШПАРОВ, С.Е. ЛЕВЧУК, С.А. ЗВАРИЧ, Л.
ДЕВИЕР, И. АХАМДАШ

МИГРАЦИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ГРУНТОВЫЕ ВОДЫ ИЗ ЗАХОРОНЕНИЙ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ "РЫЖИЙ ЛЕС"

Представлены результаты исследований геомиграции стронция-90 на экспериментальном полигоне в траншее №22-Т пункта временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО) "Рыжий лес". Рассмотрены

следующие вопросы: физико-химические характеристики топливных частиц и запасов радионуклидов в траншее; геологическое строение и фильтрационные свойства пород; особенности режима подземных вод; распределение ^{90}Sr в водоносном горизонте и сорбционные свойства отложений. Полученные данные позволили оценить in-situ скорость утечки ^{90}Sr из захоронения радиоактивных отходов (РАО) в гидрогеологическую среду и латеральную скорость миграции радионуклида в водоносном горизонте.

D.BUGAI, S.DZHEPO, A.SKALSKY, V.KASHPAROV, S.LEVCHYK,
S.ZYARICH, L.DEWIERE, N. AHAMDACH
STRONTIUM-90 MIGRATION TO GROUNDWATER FROM RADIOACTIVE WASTE DUMP SITE
"RED FOREST"

Results are presented of studies of geo-migration of strontium-90 at experimental study site near trench no.22 of the "Red Forest" radioactive waste dump site. The following questions are considered: about physical and chemical properties of fuel particles and inventory of radionuclides inside the trench; - about geological structure and hydraulic conductivity of sediments; about peculiarities of groundwater flow regime; about distribution of ^{90}Sr in the aquifer and sorption properties of sediments. Derived data allowed estimation of in-situ release rate of ^{90}Sr from waste site to hydrogeological environment, and estimation of lateral rate of radionuclide migration in the aquifer.

227

А.А. КРАСНИЦЬКА, О.Б. КРУГЛОВА, В.Я. МАЛЄЄВ
ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ДНК З ПЕЧІНКИ ТА СЕЛЕЗІНКИ ЩУРІВ РІЗНОГО ВІКУ ТА ПОКОЛІНЬ, ЩО
ПЕРЕБУВАЛИ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Методами електрофорезу та спектрофотометричного титрування в присутності мітки-барвника досліджені структурні зміни в молекулах ДНК, які виділяли з печінки та селезінки 3-, 6- та 12-місячних щурів шостого та 6-місячних щурів сьомого покоління, що перебували в зоні відчуження ЧАЕС, й у молекулах ДНК з тих же органів контрольних тварин. Показано, що зразки ДНК з печінки щурів, що були піддані дії опромінювання, мають змінену вторинну структуру та відрізняються за показниками молекулярної ваги. Водночас для зразків ДНК, що були виділені з селезінки опромінених тварин того ж віку та покоління, не знайдено значних змін у структурі молекул порівняно з контролем.

А.А. КРАСНИЦКАЯ, Е.Б. КРУГЛОВА, В.Я. МАЛЕЕВ
СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДНК ИЗ ПЕЧЕНИ И СЕЛЕЗЕНКИ КРЫС РАЗНОГО ВОЗРАСТА И
ПОКОЛЕНИЙ, НАХОДИВШИХСЯ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Методами электрофореза и спектрофотометрического титрования в присутствии красящей метки изучены структурные изменения в молекулах ДНК, выделенных из печени и селезенки 3-, 6- и 12-месячных крыс шестого и 6-месячных крыс седьмого поколений, находившихся в зоне отчуждения ЧАЭС, и в молекулах ДНК из тех же органов контрольных животных. Показано, что образцы ДНК из печени облученных крыс имеют измененную вторичную структуру и различаются по молекулярным массам. В то же время для образцов ДНК, выделенных из селезенки облученных животных тех же возрастов и поколений, не обнаружено значительных изменений в структуре молекул по сравнению с контролем.

А.А. KRASNITSKAJA, E.B. KRUGLOVA, V.YA. MALEEV
COMPARATIVE ANALYSIS OF LIVER AND SPLEEN DNA FROM DIFFERENT AGES AND GENERATIONS
RATS IN THE CHNPP EXCLUSION ZONE

The structural changes of DNA from the both liver and spleen of rats have been studied by the methods of electrophoresis and spectrophotometry titration in a presence of dye. The DNA was extracted from the different ages (3, 6 and 12 months) rats of sixth generation and from 6 month rats of seventh generation that permanently inhabit in Chernobyl zone. It is shown that the secondary structure and molecular distribution of DNA from the liver of irradiated rats differ significantly from the control DNA. On the contrary for DNA samples extracted from the spleen of irradiated animals of different ages and generations no marked difference from the control DNA have been found

228

А.В. ПАРАНИЧ, Н.О. КАРПЕНКО, М.Ю. АЛЕСІНА, Т.О. МАРИШИНА
СПРЯМОВАНІСТЬ ТА ІНТЕНСИВНІСТЬ ПРОЦЕСІВ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕННЯ ЛІПІДІВ У ТВАРИН В
УМОВАХ ДІЇ "ЧОРНОБІЛЬСЬКОГО" СПЕКТРУ РАДІОНУКЛІДІВ

Вивчено стан процесів перекисного окислення ліпідів (ПОЛ) у різних органах й тканинах самців щурів, які протягом 45 днів отримали за рахунок зовнішнього та внутрішнього опромінення сумарні поглинені дози 0,2, 0,7 та 7,3 сГр. Залежно від рівня дозового навантаження у тварин виявлялася тканинна специфічність в інтенсивності утворення первинних та вторинних продуктів ПОЛ. Означені зміни перебувають у фізіологічних межах і пов'язані з адаптаційними процесами в організмі, які спрямовані на збереження антиокислювального гомеостазу.

А.В. ПАРАНИЧ, Н.О. КАРПЕНКО, М.Ю. АЛЕСИНА, Т.О. МАРИШИНА
НАПРАВЛЕННОСТЬ И ИНТЕНСИВНОСТЬ ПРОЦЕССОВ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕНИЯ ЛИПИДОВ У
ЖИВОТНЫХ В УСЛОВИЯХ ДЕЙСТВИЯ "ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО" СПЕКТРА РАДИОНУКЛИДОВ

Изучено состояние процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в различных органах и тканях самцов крыс, получивших при внешнем и внутреннем облучении суммарные поглощенные дозы 0,2, 0,7 и 7,3

сГр за 45 дней. В зависимости от уровня дозовой нагрузки у животных проявлялась тканевая специфичность в интенсивности образования первичных и вторичных продуктов ПОЛ. Выявленные изменения находятся в физиологических пределах и связаны с адаптационными процессами в организме, направленными на сохранение антиокислительного гомеостаза.

A.V. PARANICH, N.A. KARPENKO, M.Y. ALESINA, T.A. MARISHINA
DIRECTIVITY AND INTENSITY OF PROCESSES OF LIPID PEROXIDE OXIDATION IN ANIMALS IN
CONDITIONS OF ACTION OF "CHERNOBYL" RADIONUCLIDE SPECTRUM

The condition of processes of lipid peroxide oxidation (LPO) in different organs and tissues of male rats, get under external and internal irradiation in total absorbed doses 0.2, 0.7 and 7.3 cGy for 45 days, was studied. In depending on the level of irradiation doses the tissue specificity in intensities of forming of primary and secondary products of LPO was show. Reveal changes base in physiological limits and are connected with adaptation processes in the organism, direct on the conservation of antioxidation homeostasis.

О.П. КРИНИЦИН, І.Я. СИМАНОВСЬКА, О.Л. СТРИХАР
ДО ПИТАННЯ ПРО МАКРОКОМПОНЕНТНИЙ ТА РАДІОНУКЛІДНИЙ СКЛАД ВОДИ ОБ'ЄКТУ
"УКРИТТЯ"

У роботі подані результати досліджень процесів, що визначають механізми формування складу води в приміщеннях 4-го блоку. Одночасно обговорюється запропонована авторами роботи [1] інтерпретація даних за хімічним, радіонуклідним та елементним складом внутрішньоблокової води.

А.П. КРИНИЦЫН, И.Я. СИМАНОВСКАЯ, О.Л. СТРИХАРЬ
К ВОПРОСУ О МАКРОКОМПОНЕНТНОМ И РАДИОНУКЛИДНОМ СОСТАВЕ ВОДЫ ОБЪЕКТА
"УКРЫТИЕ"

В работе представлены результаты исследования процессов, определяющих механизмы формирования состава воды в помещениях 4-го блока. Одновременно обсуждается предлагаемая авторами работы [1] интерпретация экспериментальных данных по химическому, радионуклидному и элементному составам внутриблочных вод.

229

A.P. KRINITSYN, I.YA. SIMANOVSKAYA, O.L. STRIKHAR
TO THE QUESTION ON THE MACROCOMPONENT AND RADIONUCLIDE COMPOSITION
OF SHELTER WATER

In this work there are represented the results of the investigations of the processes, which determine the mechanisms of water composition forming in the 4-th Unit premise. Simultaneously there is discussed the interpretation of the experimental data on the Unit-4 water chemical, radionuclide and element composition proposed by autors of work [1].

О.О. БОНДАРЕНКО, Б.Б. АРЯСОВ
СТОХАСТИЧНО-ІМІТАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ МОЖЛИВИХ ДОЗ ВІД ТУЕ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Радіаційна безпека не може бути повною, ґрунтуючись лише на неперевищенні середнього (або медіанного) значення дози в популяції. На практиці часто вводять коефіцієнти запасу для цих значень, що, проте, не знімає питання про обґрунтування цих коефіцієнтів. Підхід, що ґрунтується на імітаційно-стохастичному моделюванні, дозволяє коректно обґрунтувати встановлення контрольного рівня (КР), виходячи з принципу неперевищення головних дозових меж для кожного індивідуума. Під час розгляду окремого дозового фактора замість головної дозової межі береться його дозова квота. Для даного дозового розподілу за КР приймається така доза D_k , перевищені значення якої отримають (формально) менше однієї людини.

У даній роботі подано оцінки інгалаційної дози від вторинного вітрового піднімання та пероральної дози, що враховує надходження до організму біологічно рухливих форм через кореневу систему та поверхнєве забруднення продуктів харчування. Наведено відношення інгалаційної та пероральної доз та оцінка сумарної дози. Оцінки доз проводились за допомогою стохастичного імітаційного моделювання. Розподіли доз моделювались на основі натурних даних.

Як приклад розглядалася популяція у 1000 осіб, що мешкають у зоні відчуження із щільністю забруднення 3700 Бк м^{-2} . Хоча медіана отриманого розподілу сумарної дози складає $0,47 \text{ мкЗв}$ (що вдвічі менше дозової квоти плутонію - 1 мкЗв ($0,1\%$)), значення D_k , розраховане для цієї популяції, становить $0,69 \text{ мЗв}$, що істотно вище рівня дозової квоти плутонію.

В.І. БАТІЙ, В.П. БОЖКО, В.Б. ГАНЕНКО, В.Я. ГОЛОВНЯ, В.А. КУЗЬМЕНКО,
Б.А. НЕМАШКАЛО, С.М. ОЛІЙНИК, М.І. ПРОСКУРА, О.Г. САВЧУК,
В.В. СЕЛЮКОВА, Р.П. СЛАБОСПИЦЬКИЙ, А.І. СТОЯНОВ

СОРТУВАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ЧОРНОБІЛЬСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ

У роботі наведена схема сортування радіоактивних відходів (РАВ) чорнобильського походження. В основу запропонованої схеми сортування було покладено узвичаєний у світовій практиці принцип проведення сортування РАВ у місцях їхнього утворення з метою мінімізації їх кількості. Відповідно до зазначеного принципу процес сортування може бути умовно розділений на три етапи:

-первинне сортування РАВ по групах активності;

- сортування РАВ за фізичними ознаками і активністю;
- додатковий контроль і сортування РАВ за типом збереження.

230

Припускається, що роботи з I і II етапів будуть проводитися в місці (поблизу місця) вилучення РАВ. Для РАВ чорнобильського походження це може бути:

- об'єкт "Укриття";
- промайданчик;
- пункти тимчасової локалізації РАВ.

Сортування РАВ за рівнем активності і часом звільнення від контролю запропоновано робити за допомогою пасивного у-методу з використанням кореляційних відношень. Контейнери з високоактивними відходами, у яких буде визначатися наявність спеціальних матеріалів, що діляться, у кількості понад 10 г, будуть досліджуватися за допомогою активного нейтронного методу для більш точного визначення їхньої кількості.

V.G. BATIY, K.P. BOGHO, K.B. GANENKO, V.YA. GOLOVNYA, V.A. KUZMENKO, B.A. NEMASHKALO,
S.N. OLEYNIK, O.G. SAVCHUK, K.K. SELUKOVA, R.P. SLABOSPILSKIY, A.I. STOYANOV
SEGREGATION OF THE RADIOACTIVE CHERNOBIL WASTE

Abstract

In that work the scheme of Chernobyl radioactive waste (RW) segregation is discussed.

On the base of the proposed scheme of segregation it is proposed to carry out the RW segregation in the place RW extraction for wastes minimization. The process of segregation includes three stages:

- segregation of RW on groups of activity;
- segregation of RW according to physical characteristics;
- additional control and segregation of RW on long-lived and short-lived wastes.

It is proposed that work at first and second stage will be carried out at the place of the RW extraction.

For Chernobyl RW that may be:

- object "Shelter";
- "Shelter" industrial site;
- places of the temporary RW localization at the exclusion zone. It is proposed RW segregation by activity and time of the exemption from control to do with help of passive g-method with using of correlation ratios.

Packages with more than 10 g of the special nuclear materials will be controlled additionally with the help of active neutron method.

Н.М. КУРГАЛЮК

ВПЛИВ АЛЬФА-КЕТОГЛУТАРАТУ НАТРІЮ НА ПОСТРАДІАЦІЙНІ ЗМІНИ ПРОЦЕСІВ
ПЕРЕАМІНУВАННЯ, ОКИСЛЕННЯ ТА ВМІСТ МЕДІАТОРНИХ РЕЧОВИН
У ТРАВНИХ ЗАЛОЗАХ БЛИЖЬОЩО

Досліджувалась активність процесів переамінування (аланінамінотрансферази (АлАТ) і аспартатамінотрансферази (АсАТ)), сукцинатдегідрогенази та вміст медіаторних речовин (адреналіну, норадреналіну) у тканинах травних залоз і крові після щоденного рентгенівського опромінення тварин і досягнення сумарних доз опромінення 10, 20 та 30 Р й курсового введення альфа-кетоглутарату натрію. Тривале 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 радіочутливих, таких як підшлункова залоза і слизова оболонка тонкої кишки. Зростання вмісту ацетилхоліну в тканинах травних залоз і крові та зниження концентрації адреналіноподібних речовин на фоні зниженої холінергічної активності дозволяє пролонгувати реакцію холіноміметичного впливу екзогенного альфа-кетоглутарату натрію.

231

N.M. KURGALYUK

EFFECT OF SODIUM ALPHA-KETOGLUTARATE ON POSTRADIATION
CHANGES IN AMINOTRANSFERASE, SUCCINATEDEHYDROGENASE ACTIVITY AND MEDIATORS
CONCENTRATION IN THE RATS DIGESTIVE GLANDS TISSUES

We have investigate the effect of sodium ketoglutarate intraperitoneal and chronic Injection made after total X-ray treatment on changes in aminotransferase, succinate dehydrogenase activity and cholinesterase - acetylcholine system and content of adrenaline and noradrenaline in liver and blood. Sodium ketoglutarate injection limits succinate dehydrogenase hyperactivation and normalises the transamination enzymes activity in the rats digestive glands tissues. It is accompanied with increase of cholinergic status of organism on the catecholamine deficit background decrease in the cholinesterase activity and increase of acetylcholine content in tissues of treated organism.

К.А. СЛІВІНСЬКА, Г.М. ДВОЙНОС, Л.С. БАЛАШОВ

ЕКОЛОГО-ПАРАЗИТОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПОПУЛЯЦІЇ КОНЯ ПРЖЕВАЛЬСЬКОГО (EQUUS
PRZEWALSKII POLI., 1881) В ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ ЗОНІ

Подані результати трирічного моніторингу за популяцією коня Пржевальського (Equus Przewalskii Poli., 1881), що існує у Чорнобильській зоні від 1998 р. Проведена оцінка придатності рослинного покриття з урахуванням отруйних та шкідливих видів для прокорму коней. Паразитологічні дослідження виявили 100-

відсоткову екстенсивність зараження всіх коней стронгілідами та 100-відсоткову екстенсивність зараження молодих (> 2 років) коней параскаридами. Динаміка стронгілідних інвазій характеризується наявністю весняних та осінніх піків.

Зафіксовані параметри накопичення радіонуклідів в організмі коня Пржевальського. Коефіцієнт концентрації склав 2%. Встановлено високу стійкість і еколого-фізіологічну пластичність поголів'я диких коней, здатність опановувати пасовища і перелоги Чорнобильської зони.

Е.А. СЛИВИНСКАЯ, Г.М. ДВОЙНОС, Л.С. БАЛАШОВ
ЭКОЛОГО- ПАРАЗИТОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОПУЛЯЦИИ
ЛОШАДИ ПРЖЕВАЛЬСКОГО (EQUUS PRZEWALSKII POL.), 1881) В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ

Приведены результаты трёхлетнего мониторинга за популяцией лошади Пржевальского (Equus Przewalskii Polj., 1881), существующей в Чернобыльской зоне с 1998 г. Проведена оценка пригодности растительного покрова с учётом ядовитых и вредоносных видов для прокорма лошадей.

Паразитологические исследования показали 100-процентную Экстенсивность заражения всех лошадей стронгилидами и 100-процентную экстенсивность заражения молодых (> 2 лет) лошадей параскаридами. Динамика стронгилидных инвазий характеризуется наличием весеннего и осеннего пиков.

Зафиксированы параметры накопления радионуклидов в организме лошади Пржевальского. Коэффициент концентрации составил около 2%. Установлена высокая устойчивость и эколого-физиологическая пластичность поголовья диких лошадей, его способность осваивать пастбища и залежи Чернобыльской зоны.

E.A. SLIVINSKAJA, G.M. DVOJNOS, L.S. BALASHOV
THE ECOLOGICAL AND PARASITICAL MONITORING FOR POPULATION OF PRZEWALSKI HORSE
(EQUUS PRZEWALSKII, POLI., 1881) IN CHERNOBYL ZONE

The results of three-year monitoring populations of Przewalski horse (Equus Przewalskii Polj., 1881) inhabiting Chernobyl zone since 1998 are presented. The vegetation cover suitability

232

for horse's nourishment (including poisonous and harmful plant species) was evaluated. It is shown that areas of fallow lands, meadows and forests have sufficient feed potential. Helminthoskopia of adult animals shows the 100% contamination by strongylids, and foals are contaminated by strongylids and parascaris. The horses retain the typical biological peculiarities and high steadiness to invasions. The radionuclide accumulation parameters in Przewalsky horses were determined. A concentration coefficient make up about 2%. It is revealed high steadiness and ecologically-physiological plasticity of wild horse's livestock and its ability to master pastures and fallow lands of Chernobyl exclusion zone.

В.В. ДЕРЕВЕЦЬ, М.М. БОРИСЮК, Д.І. ГУДКОВ, М.І. КУЗЬМЕНКО, О.Б. НАЗАРОВ
РАДІОНУКЛІДИ В КОМПОНЕНТАХ ВОДНИХ БІОЦЕНОЗІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ
АЕС

Аналізуються результати досліджень вмісту радіонуклідів ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ і ^{241}Am у тканинах гідробіонтів різних трофічних рівнів водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС. Вивчено видовий склад водних фіто- та зооценозів і визначені види-індикатори радіоактивного забруднення. Вивчена сезонна динаміка вмісту радіонуклідів у вищих водних рослин і показана роль основних рослинних угруповань у процесах розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в абіотичній компоненті біогідроценозів. Досліджено вміст радіонуклідів у молюсках, а також у представників іхтіоценозів з різним типом харчування. Вивчено розподіл радіонуклідів в органах і тканинах риб.

В.В. ДЕРЕВЕЦЬ, М.Н. БОРИСЮК, Д.И. ГУДКОВ, М.И. КУЗЬМЕНКО, А.Б. НАЗАРОВ
РАДИОНУКЛИДЫ В КОМПОНЕНТАХ ВОДНЫХ БИОЦЕНОЗОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Анализируются результаты исследований содержания радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в тканях гидробионтов различных трофических уровней водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Изучен видовой состав водных фито- и зооценозов и выявлены виды-индикаторы радиоактивного загрязнения. Рассмотрена сезонная динамика содержания радионуклидов в высших водных растениях и показана роль основных растительных группировок в процессах распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в ассоциациях макрофитов зоны отчуждения. Исследовано содержание радионуклидов в моллюсках, а также у представителей ихтиоценозов с различным типом питания. Изучено распределение радионуклидов в органах и тканях рыб.

V.V. DEREVETS, M.N. BORISUK, D.I. GUDKOV, M.I. KUZMENKO, A.B. NAZAROV
RADIONUCLIDES IN COMPONENTS OF FRESHWATER BIOCEANOSE WITHIN THE CHERNOBYL NPP
EXCLUSION ZONE

The results of radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am content in hydrobionts tissues of different trophic levels of water objects within Chernobyl NPP exclusion zone have been analysed. Biodiversity of phyto- and zoocenose was studied and species-indicators of radioactive contamination as well are exposed. The seasonal dynamics of radionuclides content in Macrophytes was studied and the role of main aquatic plant clumps in processes of ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in abiotic component of biohydrocenose have been demonstrated. The content of radionuclides in

molluscs as well as spices of ichtiocenose are studied. The distribution of radionuclides in organs and tissues of fish have been determined.

233

А.А. ПЕТРИЧЕНКО, С.Г. ГАЛКИНА

КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ПЛАНИРОВАНИЯ ГОТОВНОСТИ К АВАРИЯМ, КАТАСТРОФАМ И СТИХИЙНЫМ БЕДСТВИЯМ

В статье представлены 10 основных критериев оценки планирования готовности организаций и служб, которые принимают непосредственное участие в оказании медико-санитарной помощи при возникновении катастроф, аварий, стихийных бедствий. Критерии разработаны на основе результатов оценки и анализа планирующих материалов 25-ти административно-территориальных единиц Украины, информационно-методических документов и изучения источников литературы.

Предложенные критерии оценки планирования готовности к оказанию помощи в случае возникновения чрезвычайных ситуаций позволили выявить его недостатки, а также дать определение понятию "эффективное планирование".

О.Л. ШЕВЧЕНКО, ОМ. КОЗИЦЬКИЙ, І.Ю. НАСЄДКІН, Г.О. АКІНФІЄВ,
С.І. КІРЄЄВ, О.І. САХАЦЬКИЙ, А.Я. ХОДОРОВСЬКИЙ

АНАЛІЗ ЕФЕКТИВНОСТІ ТА ВАРІАНТИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДООХОРОННОГО КОМПЛЕКСУ ЛІВОБЕРЕЖНОЇ ПОЛЬДЕРНОЇ СИСТЕМИ

Подано аналіз ефективності роботи водоохоронного комплексу, який складається з двох протиповенежих дамб та польдерної насосної станції, за 1998 і 1999 рр. Розглянуто динаміку зміни площ поверхні води та перезволожений ділянок за результатами дешифрування багатозональних космічних знімків. Ефективність роботи польдерної станції оцінено за розрахунками водного балансу та виносу ^{90}Sr через проран; водоохоронний ефект дамби - за результатами моделювання площ затоплення і обсягів виносу активності ^{90}Sr за допомогою пакету програм Arc View. Обґрунтовано альтернативну схему водовідведення з території польдеру.

А.Л. ШЕВЧЕНКО, О.Н. КОЗИЦКИЙ, И.Ю. НАСЕДКИН, Л.А. АКИНФИНЕВ,
С.И. КИРЕЕВ, А.И. САХАЦКИЙ, А.Я. ХОДОРОВСКИЙ

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ И ВАРИАНТЫ ЭКСПЛУАТАЦИИ ВОДООХРАННОГО КОМПЛЕКСА ЛЕВОБЕРЕЖНОЙ ПОЛЬДЕРНОЙ СИСТЕМЫ

Представлен анализ эффективности работы водоохранного комплекса, состоящего из двух противопаводковых дамб и польдерной насосной станции, за 1998 и 1999 гг. Рассмотрена динамика изменения площадей поверхности воды и переувлажненных участков по результатам дешифрирования многозональных космических снимков. Эффективность работы польдерной станции оценена по расчетам выноса ^{90}Sr через проран; водоохраный эффект дамбы - по итогам моделирования площадей затопления и объемов выноса активности ^{90}Sr при помощи пакета программ Arc View. На основании расчетов водного баланса и выноса ^{90}Sr в р. Припять предложены наиболее эффективные, по мнению авторов, варианты водоотведения с территории польдера.

A.L. SHEVCHENKO, I.YU. NASEDKIN, O.M. KOZITSKY,
S.I. KIREEV, G.A. AKINFIEV, A.I. SAKHATSKY, A.Y. KHODOROVSKY

PERFORMANCE ANALYSIS AND THE VARIANTS OF WATER-PROTECTING COMPLEX AT LEFT-BANK POLDER SYSTEM

The performance analysis of water-protecting complex consisting of 2 flood-control dams and polder pumping station over the period of 1998-1999 years was presented. The dynamics of alteration in water surface areas and over-moisture sections by the results of decoding of multi-zonal space pictures was considered.

234

The performance of polder station operation has been evaluated by the calculation of ^{90}Sr removal through the closure canal; water-protecting effect of dam - by the results of flooding areas simulation and the volumes of ^{90}Sr activity removal through the use of Arc View software package. The scheme of the most efficient, by the author opinions, water drainage from the polder territory was elaborated on the basis of the calculations of water balance and ^{90}Sr removal into the Prypiat river.

О.А. БОНДАРЕНКО, П.Б. АРЯСОВ, Д.В. МЕЛЬНИЧУК, С.Ю. МЕДВЕДЕВ
АНАЛИЗ ДИСПЕРСНОСТИ АЭРОЗОЛЕЙ ВНУТРИ ОБЪЕКТА "УКРЫТИЕ"

В работе рассматриваются результаты отбора проб аэрозолей в объекте "Укрытие" (ОУ). Результаты измерений обнаруживают систематический высокий вклад субмикронной фракции аэрозолей. В связи с этим сравниваются различные методы обработки наборов данных импакторных измерений, которые позволяют более надежно определять наличие субмикронной фракции как отдельной компоненты распределения. Среди рассмотренных методов - метод вероятностно-логарифмической шкалы, метод функции правдоподобия, нелинейная аппроксимация суммой нескольких логнормальных распределений и восстановление наиболее вероятного исходного распределения с учетом функции удержания каскада. Практически во всех рассматриваемых данных по распределению аэрозолей внутри ОУ наблюдалась отдельно выраженная субмикронная компонента. Вклад этой субмикронной компоненты в суммарную активность аэрозолей ОУ оценивается в 35%.

Є.Є. ЄСІРКЕНОВ, І.А. СЕРЖАНТ, Д.М. ГРОДЗІНСЬКИЙ

ДЕЯКІ ПРОБЛЕМИ І ПЕРСПЕКТИВИ АВАРІЙНОЇ РЕТРОСПЕКТИВНОЇ ЕПР-ДОЗИМЕТРІЇ

Подано аналіз літературних та власних експериментальних даних стосовно можливості використання природних біологічних об'єктів для ретроспективної ЕПР-дозиметрії у навколишньому середовищі, зокрема у соснових лісах, які оточують ЧАЕС. Найбільш перспективними об'єктами для ретродозиметрії виявилися кора та смола сосни звичайної, що тривалий час зберігали індукований опроміненням стан, для якого була характерна наявність вільних радикалів.

EU. YESIRKENOV, I. SERZHANT, D. GRODZINSKY

THE PROBLEMS AND PERSPECTIVES OF RETROSPECTIVE ACCIDENT EPR DOSIMETRY

Analysis of literature and own experimental data to determine the possible use of biological objects for retrospective dosimetry from the pine forest in the area of the Chernobyl nuclear power station are present. It is shown that resin and bark of pine (*Pinus sylvestris*) are suitable object for retrospective dosimetry by the EPR method. The stability of gamma-induced free radicals in bark and resin were sufficiently high under normal conditions.

Н.Є. ШАТРОВА, М.І. ПРОСКУРА, В.В. ГРИШИН

ВМІСТ ГАММА-ВИПРОМІНЮЮЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ АВАРІЙНОГО ПОХОДЖЕННЯ У БІЛИХ ГРИБАХ В ПЕРІОД З 1986 ПО 1999 РР. НА ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ТА "ПІВДЕННОГО СЛІДУ"

Наведено дані акумуляції радіонуклідів аварійного походження в період з 1986 по 1999 рр. білими грибами на території 30-кілометрової зони ЧАЕС та "південного сліду". У 1986 р. у пробах білих грибів були присутні майже всі гамма-випромінюючі радіонукліди "чорнобильського" спектру; у 1999 р. - тільки два радіоізотопи цезію (^{137}Cs та ^{134}Cs).

235

Максимальна кількість ^{137}Cs відмічена у 1996-1997 рр. Вміст ^{137}Cs в різних частинах плодових тіл грибів неоднаковий: у гименофорі кількість цього радіонукліду вища приблизно вдвічі, порівнюючи з ніжками та шапинками. Не виявлено помітної різниці в кількості акумульованого радіоцезію старими та молодими плодовими тілами.

N.E. SHATROVA, M.I. PROSKURA, V.V. TRISHIN

THE CONTENTS OF CHERNOBYL ACCIDENTAL GAMMA-IRRADIATION RADIONUCLIDES IN BOLETUS EDULIS ON THE 30-KM ZONE OF CHNPP AND "SOUTH TRACK"

The data of the accumulations of Chernobyl accident radionuclides by *Boletus edulis* from 1986 on 1999 in 30-km zone of ChNPP and "South track" are reduced. This kind of mushrooms contained practically all gamma-irradiation radionuclides of "Chernobyl" spectrum in 1986 and only ^{137}Cs and ^{134}Cs - in 1999. The maximal volume ^{137}Cs in *B. edulis* are marked on polygons in 1996-1997. The contents of ^{137}Cs in various parts of fruit bodies is unequal. The ^{137}Cs content of the hymenophore is more, than in other parts. The differences in accumulation of ^{137}Cs by aged and young fruit bodies are not retrieved.

К.І. ЖЕБРОВСЬКА

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ РОБОТИ ЩОДО РЕПРЕЗЕНТАТИВНОСТІ ПРОБОВІДБОРУ ҐРУНТУ

З метою вдосконалення методик, що застосовуються, підвищення достовірності отримуваних результатів, їх інформативності та економічної ефективності при радіоекологічному моніторингу та картуванні щільності радіонуклідного забруднення територій виконувались дослідно-методичні роботи на базі Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології. Вибір експериментальних ділянок був обумовлений різноплановими характеристиками території радіонуклідного забруднення. При математичній обробці отриманих результатів з метою виявлення статистично значущих факторів використовувались загальноприйняті методи дисперсійного і регресивного аналізу. Розроблено методологію проведення експериментальних робіт з пробовідбору ґрунту на паливних та конденсаційних слідах радіоактивних випадіння для вивчення статистичних характеристик щільності радіоактивного забруднення ґрунту та оптимізації пробовідбору.

Е.И. ЖЕБРОВСКАЯ

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ РАБОТЫ ОТНОСИТЕЛЬНО РЕПРЕЗЕНТАТИВНОСТИ ПРОБООТБОРА ПОЧВ

С целью усовершенствования применяемых методик, повышения достоверности получаемых результатов, их информативности и экономической эффективности при радиоэкологическом мониторинге и картировании плотности радионуклидного загрязнения на базе Украинского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии выполнялись опытно-методические работы. Выбор экспериментальных площадок был обусловлен разноплановой характеристикой изучаемой территории. При математической обработке полученных результатов использовались общепринятые методы дисперсионного и регрессивного анализа. Разработана методология экспериментальных работ по пробоотбору почв на топливных и конденсационных следах радиоактивных выпадений для изучения статистических характеристик плотности радиоактивного загрязнения почвы и оптимизации пробоотбора.

K.I. ZHEBROVSKA

THE EXPERIMENTAL WORKS FOR THE SAMPLING SOIL REPRESENTATIVENESS

The experimental-methodical works were carried out with the purpose of the used methods improvement, the obtained results reliability promotion, its self- descriptiveness and economic efficiency when radioecological monitoring and mapping of a radionuclide contamination density on the basis of Ukrainian Scientific Institute of Agricultural Radiology. Various characteristics of the studied territory conditioned on the experimental sites selection. The variance and regression analysis methods were used for the mathematical treatment of the obtained results. The methodology of experimental works concerning to the soil sampling on the fuel and condensation traces of the radioactive fallouts was developed for the investigation of the soil contamination density and optimisation of soil sampling.

K.I. ЖЕБРОВСЬКА

МЕТОДОЛОГІЯ РЕПРЕЗЕНТАТИВНОГО ПРОБОВІДБОРУ ҐРУНТУ ПРИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОМУ МОНІТОРИНГУ

Забезпечення репрезентативності пробовідбору та достовірності результатів вимірювань є основою різних видів аналізу результатів спостережень і прогнозів. Особливо актуальні питання репрезентативного пробовідбору при проведенні радіологічного моніторингу. На обраних ділянках, що характеризуються різними ландшафтними умовами, видами землекористування та радіоактивних випадін (конденсаційною та паливною компонентами), проведено експериментальний пробовідбір ґрунту. Внаслідок статистичної обробки експериментальних даних запропоновано методику розрахунку мінімально необхідного об'єму вибірки для оцінки середнього значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs рівномірно забрудненого майданчика з заданою відносною похибкою.

K.I. ZHEBROVSKA

THE REPRESENTATIVE SAMPLING METHODOLOGY OF GROUND AT RADIOECOLOGICAL MONITORING

The supply of the representativeness sampling and observed data veracity forms the basis of analysis miscellaneous aspects of observations results and forecasts. The problems representative sampling are specially actual at conducting radioecological monitoring. On selected zones, which one are characterized by different landscape conditions, by aspects of land use and aspects of radioactive depositions (condensation and fuel factors) is held experimental sampling of ground. As a result of statistical data interpretation the method of application of account minimumly indispensable sample volume for an estimation of mean value of soil contamination density by ^{137}Cs of uniformly contaminated site with given relative error is proposed.

С.І. КІРЕЄВ, М.М. БОРИСЮК, О.Л. ШЕВЧЕНКО, В.В. ГУДЗЕНКО

ВИМИВАННЯ ЯК ПРОЦЕС ВТОРИННОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА ЗАПЛАВНИХ ДІЛЯНКАХ ТА В МЕЛІОРАТИВНИХ КАНАЛАХ

Проаналізовані результати двох експериментів щодо фізичного моделювання радіоактивного забруднення поверхневих вод в умовах нерегулярного, уповільненого водообміну на річковій заплаві або укосах каналів. Отримано характеристики вилугування ^{90}Sr і ^{137}Cs залежно від абсолютних відміток,

237

періодичності попереднього затоплення й експозиції елюенту над монолітом з урахуванням товщини ефективного шару масообміну. Описано механізм надходження радіонуклідів в розчин в умовах експерименту. Встановлено, що умови більш частого затоплення забезпечують максимальний валовий вихід ^{137}Cs і мінімальний вихід ^{90}Sr в розчин при подальших паводках. Максимальна питома активність органічних зависей, що утворюються в застійному режимі, відмічається на 57-60 добу.

С.И. КИРЕЕВ, М.Н. БОРИСЮК, А.Л. ШЕВЧЕНКО, В.В. ГУДЗЕНКО

ВЫМЫВАНИЕ КАК ПРОЦЕСС ВТОРИЧНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД НА ПОЙМЕННЫХ УЧАСТКАХ И В МЕЛИОРАТИВНЫХ КАНАЛАХ

Проанализированы результаты двух экспериментов по физическому моделированию радиоактивного загрязнения поверхностных вод в условиях нерегулярного, замедленного водообмена на затопляемой части речной поймы при половодье, паводке или подпорожных явлениях, а также при практически полном отсутствии водообмена на затопленных участках откосов каналов. Получены характеристики выщелачивания ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от абсолютной отметки, периодичности предшествующего затопления участка и экспозиции элюента над монолитом с учетом толщины эффективного слоя массообмена. Описан механизм поступления радионуклидов в раствор в условиях эксперимента. Установлено, что условия более частого затопления обеспечивают максимальный валовый выход ^{137}Cs и минимальный выход ^{90}Sr в раствор при последующих паводках. Максимальные удельные активности продуцируемых в застойном режиме органических взвесей отмечаются на 57-60-ые сутки.

S.I. KIREEV, M.N. BORISUK, A.L. SHEVCHENKO, V.V. GUDZENKO

MAIN SOURCES OF THE SECONDARY RADIOACTIVE POLLUTION OF SURFACE WATER ON FLOODPLAIN PLATFORMS AND RECLAMATION CANALS

Main sources of the recent radioactive pollution of water from the reclamation systems in the Exclusion zone is considered. Hydrochemical features of decay products' compounds as like as hydrodynamics had been taken into account. A range of laboratory experiments, directed on radionuclides' leaching characteristics assessment, described. Patterns of solid phases for the experiments had been collected from the right bank floodplain of Pripiat' river in the different subdivisions of micro landscapes. Duration of the laboratory experiments was comparable with periods of seasonal floodplains sinking. The share of the leaching ^{137}Cs and ^{90}Sr significantly depends on soils moistening regime, hydrodynamic conditions and specifics of landscapes. General part of ^{137}Cs in the surface water transfers by sediments. Yield of ^{90}Sr from the soils to porous solution depends significantly on sinking dynamics.

Н.М. КУРГАЛЮК, О.В. ГОРИНЬ, М.О. ГАЛЬКІВ, І.В. ШОСТАКОВСЬКА
КОРЕКЦІЯ ПЕРЕКИСНОГО ОКИСЛЕННЯ ЛІПІДІВ ПРИ ІОНІЗУЮЧОМУ ОПРОМІНЕННІ ОРГАНІЗМУ
ЕКЗОГЕННИМ АЛЬФА-КЕТОГЛУТАРАТОМ НАТРІЮ

Вивчали дію щоденного тотального рентгенівського опромінення у малих дозах на систему процесів перекисного окислення ліпідів (ПОЛ) і антиоксидантного захисту еритроцитів й тканин травних залоз білих щурів. Показано, що тривале рентгенівське опромінення у малих дозах активує процеси ПОЛ на фоні

238

зниження антиоксидантного захисту еритроцитів. Введення курсових доз альфа-кетоглутарату натрію з терапевтичною метою обмежує активацію ПОЛ у крові й тканинах травних залоз та нормалізує систему антиоксидантного захисту.

N.M. KURGALIVK, O.V. GORYN', M.O. GALKIV, I.V. SHOSTAKOVSKAYA
CORRECTION OF LIPID PEROXIDATION PROCESSES UNDER IONIZING RADIATION TREATMENT BY
EXOGENOUS SODIUM ALFA-KETOGLUTARATE INJECTION

We have investigate the effect of sodium alfa-ketoglutarate intraperitoneal injection on regulatory mechanisms of lipid peroxidation in rats erythrocytes and antioxidant enzymes activity under ionizing radiation treatment. The experiments have shown that ionizing radiation in small doses activate lipid peroxidation in rats tissues and blood and increase antioxidant enzymes activity. Exogenous sodium alfa-ketoglutarate limit the lipid peroxidation activation and normalize the antioxidant protection of treated organisms. Ivan Franko Lviv State University.

О.Г. САВЧУК, В.Б. ГАНЕНКО, В.Г. БАТІЙ, В.Т. БИКОВ, В.О. КУЗЬМЕНКО,
Н.І. ПРОСКУРА, С.Г. ПІЧУРІН, Р.П. СЛАБОСПИЦЬКИЙ, В.В. СЕЛЮКОВА
СОРТУВАННЯ ЗА АКТИВНІСТЮ ТВЕРДИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ НА
КОНВЕЄРІ ТА В ПЕРВИННИХ УПАКОВКАХ

Запропоновані системи сортування за активністю твердих радіоактивних відходів (ТРВ) перебувають в пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) зони відчуження ЧАЕС. Систему сортування радіоактивних відходів (РАВ) на конвеєрі передбачається розташувати поблизу ПТЛРВ у місцях вилучення РАВ, а систему сортування РАВ у первинних упаковках - у центрі з переробки й захоронення РАВ (ЦПЗ). За допомогою модернізованого програмного комплексу CYCLONE виконане математичне моделювання інтенсивності й спектру гамма-випромінювання від досліджуваної кількості відходів при визначенні їхньої групи чи категорії за активністю.

Дана робота є продовженням досліджень, спрямованих на розробку загальної схеми сортування радіоактивних відходів чорнобильського походження, зокрема тих, що захороненні в пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів зони відчуження. В ній детальніше розглянуто технічні пропозиції щодо методів і техніки сортування РАВ, які витягаються з ПТЛРВ і надходять на захоронення у сховища центру з переробки й захоронення РАВ низької і середньої активності, що споруджуються на базі комплексу "Вектор".

239

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

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК
ЗАСНОВАНО У 1994 Р.
ВИПУСК 7

Відповідальний за випуск Н.А. Гегеля
Редактори: М.В. Юшкова, Є.В. Ковальова
Коректори: М.В. Юшкова, С.М.Шиманська
Технічні редактори: Ю.О. Винокуров, І.О. Трегубенко

Видавництво Української Академії державного управління при Президентіві України.
03057, Київ-57, вул. Ежена Потьє, 20, тел. 446-94-36.
E-mail: vydav@academy.kiev.ua.

Свідоцтво серії ДК № 24 від 31.03.2000 р.

Підписано до друку 29.11.2001 р. Формат 70х108/16. Тираж 1000 пр. Обл.-вид. арк. 1-4,8. Ум.-друк. арк. 21. Папір офсет. Гарн. Тип Таймс. Офс. друк. Зам. № 62/22.

Видруковано з оригінал-макета в ЗАТ "Фірма "Есе" 03142, Київ-142, пр. Вернадського, 34/1.