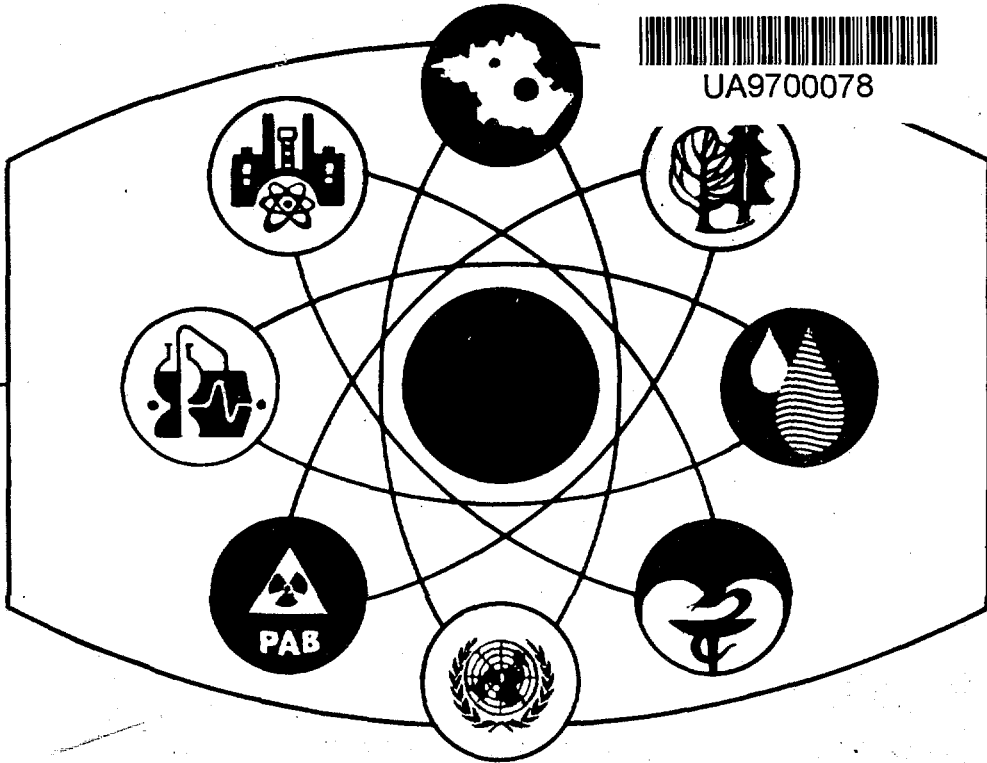


UA9700078-102

INIS-UA--027

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ  
ВІД НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС  
АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

MINISTRY OF UKRAINE ON AFFAIRS OF PROTECTION OF THE POPULATION  
FROM THE CONSEQUENCES OF THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP  
THE ADMINISTRATION OF THE EXCLUSION ZONE



UA9700078

# ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

## PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

# 1

УДК 551.4:551.3+556.388  
628.14.39  
541.15:546.83:546.96  
502.55:621.039.7

Збірник містить результати наукових досліджень і дослідно-конструкторських робіт в Зоні відчуження ЧАЕС, які направлені на розробку устаткування і приладів для ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС, на вивчення складу і будови твердофазних носіїв активності в ґрунті Зони відчуження, трансформації форм продуктів розподілу радіонуклідного складу паливних випадін в ближній зоні ЧАЕС. Велика увага приділяється медико-біологічним проблемам впливу наслідків аварії на флору, фауну і здоров'я людини, умови праці і стан захворювання робітників, які працюють в Зоні відчуження.

Для науковців, фахівців, працюючих в галузі екології, радіоекології, атомної енергетики, радіології, радіохімії, радіобіології. Може бути корисним для аспірантів та студентів.

The collection reflects the results of researches and test-design activities in the exclusion area of the Chernobyl NPP, directed to elaborate the equipment and devices for scientific researches and elimination of the accident aftereffects at Chernobyl NPP and to study composition and structure of solid-phase bearers of the activity in the soil of the exclusion area, form transformation of decay products, radionuclide composition of the fuel precipitation in the nearest zone of Chernobyl NPP. Special attention is paid to medical-biological problems of the accident aftereffects influence on flora, fauna and human health, labour conditions and sick rate state of people working in the exclusion area. For scientists, experts working in the field of ecology, radioecology, atom energetics, radiology, radiochemistry, radiobiology and related fields. It may be useful for postgraduates and students.

#### Редакційна колегія

*В. І. Холоша (відповідальний редактор), В. І. Крупний (заст. відповідального редактора), Є. В. Соботович (заст. відповідального редактора), М. І. Проскура (відповідальний секретар), М. П. Архипов, В. І. Берчій, І. Ф. Вовк, О. В. Войцехович, В. Д. Вохмеков, В. А. Гайченко, С. П. Джепо, Ю. П. Іванов, В. В. Жилинський, С. В. Казаков, О. П. Коваленко, В. О. Кашпаров, О. С. Паршин, Б. С. Пристер, С. Ю. Саверський, А. М. Сердюк, В. М. Стародумов, А. К. Сухоручкін, В. В. Токаревський*

#### Адреса редколегії

255620 Чорнобиль, вул. Радянська, 14  
Адміністрація Зони відчуження

Тел. 225 30 58  
8 293 5 11 52

*Затверджено до друку Науково-технічною радою  
при Адміністрації Зони відчуження*

Редакція фізико-математичної та технічної  
літератури

Редактор *Н. М. Труш*

# ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

## PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК

ЗАСНОВАНО У 1994 Р.

Випуск 1

КИЇВ НАУКОВА ДУМКА 1994

### ЗМІСТ

<i>Холоша В. І., Соботович Є. В.</i> Концепція Чорнобильської Зони відчуження	3
<i>Сорокин Н. М., Васильченко В. Н.</i> Експлуатація Чорнобильської АЕС в особих умовах (в 1987 р.)	17
<i>Мешалкин Г. С., Архипов Н. П.</i> Проблеми реабілітації території в зоні аварії на Чорнобильській АЕС	19
<i>Вохмеков В. Д., Мараліна Г. П., Волкова Л. В., Ганжа Е. Г.</i> Состояние заболеваемости работающих в Зоне отчуждения в период с 1986 по 1992 гг.	27
<i>Сухоручкин А. К., Марченко В. И.</i> Относительная радиационно-гигиеническая значимость америция-241 и других радионуклидов черновильского выброса	37
<i>Корчак Г. И., Григорьева Л. В., Бей Т. В., Ерусалимская Л. Ф.</i> Оценка микробиологических показателей почвы Зоны отчуждения ЧАЭС	45
<i>Акименко В. Я., Янко Н. М., Семашко П. В., Ярыгин А. В.</i> К проблеме оптимизации условий проживания работающих по вахтовому методу в Зоне отчуждения ЧАЭС	50
<i>Соботович Э. В., Долин В. В.</i> Механизм накопления миграционных форм $^{137}\text{Cs}$ и $^{90}\text{Sr}$ в почвах ближней зоны ЧАЭС	55
<i>Печенова Т. Н., Володина Т. Т., Рясенко В. И., Шиманская А. К., Бондаренко Л. Б., Гулий М. Ф.</i> Влияние малых доз радиации на соединительно-тканый матрикс и пул свободных аминокислот разных органов	61
<i>Родионова Н. В., Мажуга П. М., Домашевская Е. И., Горский Б. А., Накоренко Г. Б.</i> Изменение в структуре костного скелета в связи с инкорпорацией радионуклидов	68
<i>Чернюк В. И., Болсунова М. Я., Ткаченко О. М., Рябцева В. П., Мещеряков Г. В.</i> Условия труда и динамика работоспособности у операторов тяжелых строительно-дорожных машин в Зоне отчуждения ЧАЭС	73
<i>Бондарь Н. В., Безруков В. Ф., Вовк П. С., Степанская Э. Р., Храпунов С. Н.</i> Некоторые особенности структуры хроматина печени и семенников канального сома ( <i>Ictalurus punctatus</i> ) из пруда-охладителя ЧАЭС	77
<i>Рыбалко С. И., Скоробогатко Е. П., Долин В. В.</i> Влияние условий эксперимента на степень водного выщелачивания радионуклидов из почв зоны отчуждения ЧАЭС	83

<i>Джепо С. П., Бугай Д. А., Гудзенко В. В., Скальский А. С., Варзакский О. А.</i> К вопросу о методике радиологического опробования подземных вод в Зоне отчуждения ЧАЭС	87
<i>Гудзенко В. В., Джепо С. П., Бугай Д. А., Скальский А. С.</i> К определению коэффициентов распределения радионуклидов в системе вода — скелет породы	93
<i>Скальский А. С., Джепо С. П., Бугай Д. А.</i> Радиогидрохимическое обследование скважин Припятского водозабора	97
<i>Проскура Н. И., Долин В. В.</i> Трансформация форм нахождения продуктов деления в речной воде акватории Киевского водохранилища в 1986 — 1991 гг.	100
<i>Скоробогатко Е. П., Рыбалко С. И., Пономарев С. Ю., Чудайкин О. Г.</i> Радионуклидный состав топливных выпадений ближней зоны ЧАЭС	109
<i>Рыбалко С. И., Рыбакова Э. А.</i> Горячие частицы чернобыльского выброса	116
<i>Кузьмина И. Е.</i> Экспериментальные исследования дисперсного состава аэрозолей объекта «Укрытие»	124
<i>Казаков С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П.</i> Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС	129
<i>Чорна І. В., Демідюв С. В., Рясенко В. І., Тхоржевський Б. М., Храпунов С. М.</i> Вплив тимогену на проліферативну активність селезінки норок в умовах хронічного опромінювання	138
<i>Родионова Н. В., Мажуга П. М., Домашевская Е. И., Горский Б. А., Накоренко Г. Б.</i> Изменения в гистоструктуре костного скелета у амфибий, обитающих в Зоне отчуждения ЧАЭС	139
<i>Загоруйко Е. Е., Панченко Н. А., Филимонов И. С., Якименко А. И.</i> Влияние комбинированного радиационного воздействия в Зоне отчуждения ЧАЭС на состояние аутофлоры толстого кишечника животных	143

## КОНЦЕПЦІЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

Внаслідок катастрофи на IV енергоблоці Чорнобильської АЕС, що сталася в 1986 р., навколишнє природне середовище зазнало радіоактивного забруднення, на значній території України створилась потенційно загрозлива для здоров'я людей радіаційна обстановка. Зона відчуження — найбільш забруднена територія, з якої було проведено евакуацію населення в 1986 р.

Після здійснення першочергових заходів щодо ліквідації наслідків катастрофи перш за все постало завдання визначення концептуальних принципів діяльності в Зоні відчуження в теперішній час і на найближче майбутнє. Що робити з більш ніж 200 тис. га радіаційно небезпечних земель, на яких жили і здійснювали господарську діяльність десятки тисяч людей? Як стабілізувати і поліпшити радіоекологічну ситуацію на території, місцями інтенсивно забруднених, запобігти її впливу на суміжні території, де проживає значна частина населення України? Як забезпечити екологічний моніторинг цієї території, що є основою прогнозу розвитку екологічної ситуації і визначення оптимальних заходів щодо захисту населення від наслідків катастрофи; як забезпечити утримання Зони відчуження в належному санітарному та протипожежному стані?

Відповіді на ці та інші важливі та нелегкі питання, підходи до вирішення складних проблем, пов'язаних з необхідністю мінімізації впливу наслідків Чорнобильської катастрофи на навколишнє середовище і здоров'я населення, викладено в винесеній на ваш розгляд незвичайній праці — «Концепція Чорнобильської Зони відчуження на території України».

Концепція розроблена за замовленням Адміністрації Зони відчуження і Науково-виробничого об'єднання «Прип'ять», Мінчорнобиля України авторським колективом вчених і фахівців різних відомств із науковим супроводом НАН України: Є. В. Соботович, В. В. Скворцов, Ю. О. Ольховик, С. П. Ольштинський (Відділення радіогеохімії навколишнього середовища Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення НАН України), Ю. П. Зайцев (Інститут сорбції і проблем ендоекології НАН України), Л. І. Францевич (Інститут зоології НАН України), В. С. Давидчук (Інститут географії НАН України), В. М. Шестопалов (Науково-дослідний центр радіогідрогеоекологічних полігонних досліджень НАН України), Л. М. Попова (Міжгалузовий науковий центр «Інститут Чорнобиля» Українського відділення всесвітньої лабораторії), В. Й. Ольшевський (Рада аналізу виробничих сил НАН України), Г. М. Коваль, Л. А. Кримська (Інститут ядерних досліджень НАН України), О. О. Бобильова (Міністерство охорони здоров'я України), О. В. Войцехович, І. А. Насвіт (Мінчорнобиля України), М. О. Лопилов (Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології), Л. А. Біцький (Міжгалузовий науково-технічний центр «Укриття» НАН України), Є. О. Яковлев (Державний комітет по геології України), В. М. Лейцин, Д. В. Розанов (Київський інститут «Енергопроект»).

Текст Концепції погоджено рядом міністрів та відомств України. Автори і редакційна колегія наперед висловлюють вдячність всім, хто висловить свої зауваження і пропозиції до Концепції; всі вони будуть взяті до уваги при наступному перегляді цього документа.

### 1. ВСТУП

Зона відчуження (далі за текстом — Зона) — територія України, забруднена радіонуклідами (РН) внаслідок Чорнобильської катастрофи і виведена з народногосподарського обігу з особливою формою управління, здійснюваного Адміністрацією Зони відчуження. Законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» Зона визначена як територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 р. Площа Зони складає 2044 км<sup>2</sup>, на ній розміщено два міста (Прип'ять і Чорнобиль) та 74 села, в тому числі 7 сіл поза основною територією Зони.

Радіоактивне забруднення Зони, внаслідок можливого винесення радіоактивних речовин за її межі, має певну потенційну небезпеку для України, що зумовлено її стратегічним географічним положенням у басейні живлення головної водної артерії України — р. Дніпро.

### 2. СТАН ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ТА ДІЯЛЬНОСТІ В НІЙ

**Основні джерела іонізуючого випромінювання.** Радіоактивне забруднення природного середовища. Радіоактивне забруднення на території Зони не є рівномірним за щільністю забруднення, радіонуклідним складом, співвідношенням різних форм радіоактивних випадів і представлено в основному цезієм-137, стронцієм-90 та трансурановими елементами. На 01.01.94 біля 95 % радіоактивного забруднення залишається у верхньому 5-см шарі ґрунту.

Поверхнєве радіоактивне забруднення території Зони (без врахування місць локалізації радіоактивних відходів (РАВ) і промайданчика ЧАЕС) складає 110 тис. Кі цезію-137, 127 тис. Кі стронцію-90 і 800 Кі плутонію-239 і плутонію-240. Територія з рівнем забруднення вище 15 Кі/км<sup>2</sup> радіоцезію, 3 Кі/км<sup>2</sup> радіостронцію і 0,1 Кі/км<sup>2</sup> радіоплутонію складає 1856 км<sup>2</sup>.

**Об'єкт «Укриття».** За максимальними оцінками в об'єкті «Укриття» зосереджено біля 180 т ядерного палива, що містить радіоактивні речовини з активністю більше 20 млн Кі. Крім паливовміщуючих мас (ПВМ) в об'єкті «Укриття» зосереджена велика кількість РАВ, що складаються із залишків активної зони зруйнованого реактора, реакторного графіту, забруднених металевих та будівельних конструкцій енергоблока.

**Відпрацьоване ядерне паливо (ВЯП) та радіоактивні відходи ЧАЕС.** На 01.01.93 у сховищі відпрацьованого ядерного палива (СВЯП) ЧАЕС міститься 13 300 відпрацьованих тепло-виділяючих збірок. Об'єм відходів, накопичених на ЧАЕС, оцінюється величинами: твердих РАВ (ТРВ) — 33800 м<sup>3</sup>, рідких РАВ (РРВ) — біля 20 000 м<sup>3</sup>, щорічно в результаті діяльності ЧАЕС утворюється 2000 м<sup>3</sup> ТРВ, 870 м<sup>3</sup> РРВ.

**Пункти поховання і тимчасової локалізації РАВ.** В обладнаних у ході аварійних та дезактиваційних робіт трьох пунктах поховання (ППРВ) та пунктах тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) зосереджено радіоактивні матеріали, загальна кількість яких на 01.01.90 оцінювалась в 380 тис. Кі з сумарним об'ємом біля 1 млн м<sup>3</sup>.

**ПТЛРВ Зони** — це зосередження конструктивно простих споруд, загальна кількість яких на території Зони перевищує 800.

**Став-охолоджувач ЧАЕС** — водойма площею 22,9 км<sup>2</sup>, що вміщує 160 млн м<sup>3</sup> води. В 1989 — 1993 рр. середньорічна забрудненість води у ставі-охолоджувачі коливалась в межах: 140 — 330 мкКі/л цезію-137, 120 — 230 мкКі/л стронцію-90. Кількість РН у донних відкладах — до 3500 Кі цезію-137, до 800 Кі — стронцію-90 та до 3 Кі плутонію-238 і плутонію-239.

**Міграція радіонуклідів за межі Зони.** Основними шляхами міграції РН за межі Зони є: річний стік (що формується за рахунок поверхневого стоку і винесенню РН підземними водами); повітряне (вітрове) біогенне, техногенне перенесення.

**Міграція РН за межі Зони відбувається головним чином поверхневим стоком.** В 1989 — 1993 рр. середньорічне винесення РН р. Прип'ять у Київське водоймище складає: 112 — 426 Кі стронцію-90 (з них внесок Зони складає близько 60 %), 52 — 125 Кі цезію-137 (внесок Зони не перевищує 20 %).

**Повітряне (вітрове) перенесення РН** відіграє неістотну роль у порівнянні з водним перенесенням. Густий рослинний покрив на перелогах і в лісах майже цілком запобігає вітровому перенесенню (винесення радіоактивних речовин при пожежах не враховується).

**Біогенне винесення радіоактивного забруднення за межі Зони** не перевищує кількох одиниць Кі/рік цезію-137 та стронцію-90.

**Техногенна міграція РН за межі Зони, за приблизною оцінкою, незначна** — менше 1 Кі/рік.

**Міграція РН у підземні води на 01.01.94 не призвела до стійкого площинного забруднення підземних вод на значній частині території Зони.** Надходження РН у ґрунтові води найбільш інтенсивне у районах розміщення ПТЛРВ, де спостерігаються концентрації стронцію-90 в підземних водах 0,03 — 3 мкКі/л. Процес міграції РН з поверхні землі розтягнутий за часом, і максимальний вміст стронцію-90 в ґрунтових водах очікується на 20 — 30 років після Чорнобильської катастрофи.

**Внесок Зони в колективну дозу опромінення населення України за всіма шляхами міграції в даний час не перевищує 1 %.**

**Стан природних угідь.** Радіаційний вплив викликав руйнування біоценозів на площі, що складає не більше 0,3 % території Зони. На 2 — 3 % території здійснюється діяльність у межах міст та промзон. На решті 97 % зміни біоценозів визначаються не радіонуклідним забрудненням, а припиненням діяльності людини.

**Діяльність у Зоні.** Виробнича діяльність у Зоні в даний час здійснюється за двома напрямками — експлуатація Чорнобильської АЕС і ведення робіт,

спрямованих на мінімізацію наслідків Чорнобильської катастрофи та утримання Зони — п'ятьма основними організаціями: Виробниче об'єднання ЧАЕС, Науково-виробниче об'єднання «Прип'ять», Управління будівництвом ЧАЕС, Міжгалузевий Науково-технічний центр «Укриття» НАН України та Державне спеціалізоване виробниче комплексне лісове підприємство «Чорнобильліс». На 01.01.94 загальна чисельність працюючих у Зоні складала близько 15 тис. чоловік. Поряд із ними в Зоні свою діяльність здійснюють більше 120 науково-дослідних, виробничих, дослідно-конструкторських, пуско-налагоджувальних і ремонтних організацій та підприємств. Діяльність підприємств і організацій щодо ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи вимагає більш повної координації.

У сферах медичного, торгового, комунального і транспортного обслуговування, громадського харчування, служб пожежної охорони, зв'язку, побуту та дозвілля функціонують 23 об'єкти.

Агротехнічна діяльність, спрямована на виробництво товарної продукції, в Зоні не ведеться.

Організація виробничої діяльності в Зоні передбачає дотримання принципів радіаційної безпеки, радіаційного захисту і медичного контролю персоналу. Медико-санітарне та дозиметричне забезпечення персоналу здійснюється спеціалізованими підрозділами і службами.

Існуюча інфраструктура Зони не повною мірою відповідає необхідним виробничим і соціальним завданням.

### 3. ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ КОНЦЕПЦІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Концепція Зони відчуження на території України (далі — Концепція) розробляється на період до 2020 — 2025 рр. В зв'язку із складністю розв'язуваних проблем і можливими змінами існуючих законодавчих та інших нормативних документів, прийняттям нових законодавчих актів Концепція має періодично уточнюватися і коректуватися (не рідше одного разу в 5 років).

**Мета та завдання.** Концепція, базуючись на існуючих нормативно-правових документах, визначає систему організаційних, екологічних, медичних і науково-технічних принципів та пріоритетів виробничої і науково-технічної діяльності в Зоні з метою мінімізації екологічних та соціально-економічних наслідків Чорнобильської катастрофи.

Завдання Концепції полягають у визначенні шляхів довгострокового утримання Зони і пріоритетів діяльності в Зоні за основними напрямками, що забезпечують зниження рівня екологічного ризику та мінімізацію її впливу на радіоекологічну обстановку в Україні.

**Правова та нормативна база.** Концепція базується на Законах України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», «Про статус та соціальний захист громадян, що потерпіли внаслідок Чорнобильської катастрофи», а також законодавчих і нормативних актах, що діють на 01.01.94 в Україні.

Природні ресурси Зони та об'єкти нерухомості є власністю держави. Не передбачається зміна їх форми власності.

Положення Концепції можуть враховуватися при розробці законодавчих актів про поводження з радіоактивними відходами в Україні та про використання ядерної енергії і радіаційному захисті, при підготовці Національної програми поводження з відходами і Концепції розвитку атомної енергетики в Україні.

**Наукова основа.** Концепція базується на результатах узагальнення фактичних даних та висновків науково-дослідних робіт з метою вивчення стану об'єктів, що містять радіоактивні матеріали, і природного середовища Зони, включаючи прогнози ймовірних екологічних наслідків Чорнобильської катастрофи, зокрема:

- на висновках про відносну стійкість радіоекологічної ситуації в Зоні і спряжених з нею ріках та водоймищах Дніпровського каскаду;

- на існуванні реальних технічних можливостей для перетворення об'єктів, що містять радіоактивні матеріали, в екологічно безпечний стан і переводі локалізованих у них матеріалів у стан, що виключає попадання РН у біосферу.

**Етапність реалізації.** Повна реалізація цілей Концепції не може бути досягнута в стислий термін. Її реальне виконання, з урахуванням пріоритетів

діяльності в Зоні, зумовлюється технічними та економічними можливостями. Концепція реалізується за двома етапами.

Перший передбачає реалізацію заходів у відповідності з Національною програмою ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи та соціального захисту громадян, а також розробку критеріїв, необхідних для районування території Зони, визначення пріоритетів діяльності в Зоні і розробку техніко-економічних обґрунтувань (ТЕО) першочергових заходів протягом 2 — 4 років, починаючи з 1994 р.

Другий етап передбачає реалізацію вказаних заходів, а також розробку ТЕО і проектів необхідних заходів протягом 8 — 10 років, починаючи з 1995 р., а також виконання довгострокових заходів, спрямованих на реалізацію основної мети Концепції.

#### 4. ФУНКЦІОНАЛЬНЕ РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ

Для здійснення діяльності, спрямованої на перетворення Зони в екологічно безпечний стан, необхідне районування території Зони відчуження. Районування має бути здійснене у відповідності з переважними видами діяльності в різних частинах Зони, перспективами повернення земель в народногосподарський обіг та цінністю екосистем. Воно провадиться з метою збереження природних багатств Зони та раціонального використання їх в майбутньому для України, з урахуванням:

- нерівномірності радіоактивного забруднення місцевості;
- розміщення ПТЛРВ та ППРВ;
- розміщення діючих виробництв та елементів інфраструктури;
- розміщення планованого комплексу виробництв по переробці та локалізації РАВ;
- різноманітності природних умов окремих районів Зони;
- необхідності збереження заповідних природних об'єктів;
- прогнозів зміни радіоекологічного стану території Зони.

Доцільним є розподіл Зони на чотири функціональні частини: промислову, охоронну (буферну), заповідну та зону загального режиму. Для кожної з них вводиться спеціальний режим, що регламентує види діяльності, кількість і тривалість перебування персоналу.

**Промислова зона:** Зона, в якій виконуються основні роботи з метою ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи, складається з двох частин, що відрізняються щільністю та складом радіонуклідного забруднення і характером діяльності:

- умовно «брудна» — територія, де провадяться роботи для переведення об'єкту «Укриття» в безпечний стан, переробки та збереження РАВ, експлуатації і виведення ЧАЕС з експлуатації, захисту заплави р. Прип'ять від затоплення під час повеней, санітарні та протипожежні заходи в лісах;
- умовно «чиста» — територія, де зосереджені елементи виробничої діяльності та інфраструктури зони, забезпечує виробничу діяльність.

На цих територіях передбачаються різні регламенти щодо охорони праці та радіаційного захисту персоналу. У «брудній» зоні вводиться особливий санітарно-перепустковий режим. Територія промислової зони складає 80 — 100 км<sup>2</sup>.

**Охоронна (буферна) зона:** Це територія з невисокими щільностями радіоактивного забруднення, з перспективою повернення в народногосподарський обіг для сільськогосподарського використання в найближчі десятиріччя. Ця зона характеризується обмеженням діяльності у відповідності з основними принципами Концепції. В її межах передбачається проведення лісовідновлювальних заходів з урахуванням перспективи повернення цієї території в народногосподарський обіг. Деякі ділянки можуть використовуватись як науково-дослідні та інші полігони.

**Заповідна зона:** Система найбільш цінних в природоохоронному та науковому відношенні угідь, які з метою збереження корінних ландшафтів та екосистем Полісся оберігаються від втручання людини. Зона займає не менше 10 % природних угідь. На території цієї зони здійснюється режим заповідності, що виключає порушення природного самовідновлення екосистем, обмежується перебування персоналу у відповідності зі статусом заповідника.

Зона загального режиму. Включає решту зони за винятком щойно пе-



релічених територій. Статус даної зони визначається як заказник, в якому необхідним є проведення лісовідновлювальних робіт і санітарних заходів, наукових досліджень, а також робіт, спрямованих на дотримання режиму Зони та збереження культурних цінностей.

**Кордони Зони.** Зовнішні кордони визначені нормативними актами. Її кордони можуть бути змінені з урахуванням вимог Концепції проживання населення на територіях України з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, на основі медичних та інших критеріїв проживання населення в екологічно небезпечних районах, після їх уточнення та затвердження в установленому порядку. Територія, що виводиться зі складу Зони для повернення в народногосподарський обіг, передається з відання Адміністрації Зони в установленому порядку, і в подальшому положення Концепції на неї не поширюються.

## 5. ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ ПРО ДІЯЛЬНІСТЬ В ЗОНІ

**Мета та завдання діяльності в Зоні щодо ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи.** Головна мета діяльності в Зоні (далі за текстом — діяльність, експлуатація Чорнобильської АЕС буде зумовлена окремо) полягає в мінімізації екологічної небезпеки Зони і, в перспективі, перетворенні її в екологічно безпечну для населення України на всіх етапах її утримання.

Пріоритети вкладання коштів, трудових та матеріальних ресурсів у всяку діяльність на території Зони визначаються вказаною метою.

Основними напрямками діяльності в Зоні є:

- захист населення України від радіоактивного опромінення, джерела якого знаходяться в Зоні, та радіаційний захист персоналу, що працює в Зоні;
- перетворення техногенних об'єктів, що містять радіоактивні матеріали, в контрольований стан;
- ландшафтовідновлення, спрямоване на обмеження міграції РН та зменшення впливу радіоактивного забруднення на навколишнє середовище;
- організація моніторингу навколишнього середовища в Зоні;
- проведення наукових досліджень;
- збереження пам'яток історії та культури;
- забезпечення інфраструктури, необхідної для підтримання діяльності і перебування в Зоні.

**Основоположні принципи діяльності.** Діяльність у Зоні має бути спрямована на мінімізацію екологічної небезпеки Зони для населення України з урахуванням екстремальних природних ситуацій, ймовірних в умовах регіону, в тій мірі, в якій це можливо і економічно виправдано.

В Зоні допустимим є виконання лише тих робіт, які не погіршують радіоекологічну обстановку і не заважають раціональному використанню території Зони в майбутньому. Обсяги радіаційно небезпечних робіт і чисельність персоналу Зони мають бути мінімально необхідними.

Будь-яка діяльність у Зоні щодо покращення радіоекологічної обстановки має здійснюватися з максимальним використанням природних факторів і мінімальним втручанням у природне середовище, що призводить до зміни напряму природних процесів самоочищення території.

Система радіаційного захисту, базуючись на діючих нормативних документах, має враховувати специфіку умов Зони. Заходи, спрямовані на радіаційний захист, мають бути розраховані лише на персонал Зони (статус Зони виключає проживання в ній населення). В умовах неконтрольованих (розсереджених) джерел радіації мінімізація доз зовнішнього і внутрішнього опромінення має забезпечуватися режимом жорстких обмежень і адміністративного контролю.

**Виробнича діяльність.** У відповідності з Законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», в Зоні забороняється здійснення діяльності з метою отримання товарної продукції без спеціального дозволу Мінчорнобиля України.

Основні види діяльності пов'язані з:

- експлуатацією ЧАЕС;

- реалізацією етапів зняття з експлуатації ЧАЕС (передбачається спорудження необхідних об'єктів і проведення відповідних робіт);
- переведенням об'єкту «Укриття» в безпечний стан;
- створенням комплексу виробництв для переробки та зберігання РАВ;
- проведенням лісоохоронних та водоохоронних заходів;
- проведенням моніторингу навколишнього середовища Зони;
- створенням необхідної інфраструктури, що забезпечувала б діяльність у Зоні;
- реалізацією інших напрямків виробничої діяльності в Зоні (в тому числі дезактивації), що не суперечить діючому законодавству України і даної Концепції.

## 6. ПЕРЕТВОРЕННЯ ОБ'ЄКТУ «УКРИТТЯ» В БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ

Шляхи реалізації даного напрямку визначені на підставі міжнародного конкурсу проектів і технологічних рішень щодо перетворення об'єкту «Укриття» в екологічно безпечну систему і викладені в Концепції перетворення об'єкту «Укриття» в екологічно безпечну систему, яка розроблена журі конкурсу.

Перетворення об'єкту «Укриття» може бути здійсненим в одному із двох варіантів:

а) вилучення з нього ПБМ та інших РАВ для організованого і керованого зберігання;

б) створення гарантовано безпечної системи без вилучення ПБМ та інших РАВ з об'єкту.

Основні вимоги до перетворення об'єкту «Укриття»:

- довговічність;
- контроль і дотримання правил ядерної, радіаційної, екологічної та загальнотехнічної безпеки на всіх етапах робіт для перетворення об'єкту в безпечну систему і подальшої експлуатації у відповідності з діючими нормативними документами;
- сумісність робіт для перетворення об'єкту з експлуатацією ЧАЕС, роботами щодо зняття з експлуатації ЧАЕС та іншими напрямками необхідної діяльності в Зоні.

## 7. ЕКСПЛУАТАЦІЯ ТА ЗНЯТТЯ З ЕКСПЛУАТАЦІЇ ЧАЕС

Верховною Радою України прийнято рішення про продовження терміну експлуатації Чорнобильської АЕС. В цей період діяльність щодо експлуатації ЧАЕС, її цілі та завдання визначаються Державною програмою виробництва електроенергії.

Терміни експлуатації енергоблоків ЧАЕС визначаються їх технічним станом, реалізацією заходів щодо підвищення безпеки і мають бути установлені за узгодженням з наглядовими органами.

Після зупинки ЧАЕС передбачається реалізація програми «Зняття з експлуатації ЧАЕС», розробленої у відповідності з Концепцією зняття з експлуатації ЧАЕС, узгодженою в установленому порядку.

У відповідності з цими документами передбачається:

- переведення енергоблоків в ядернобезпечний стан з виконанням всього комплексу пов'язаних з цим етапом робіт, а також робіт, що забезпечували б надійну експлуатацію споруд і конструкцій у режимі консервації;
- вивантаження ядерного палива та його зберігання;
- тривала консервація і витримання основних споруд і елементів, що характеризуються високим рівнем забрудненості, з одночасним проведенням окремих демонтажних робіт на інших спорудах;
- проведення основних демонтажних робіт після 15 — 20 років витримання.

## 8. ПОВОДЖЕННЯ З РАВ І ВЯП ТА ЇХ ЗБЕРІГАННЯ В ЗОНІ

Комплексне вирішення проблеми поводження з РАВ вимагає будівництво комплексу по переробці та локалізації РАВ на основі використання дистанційно-керованих машин та механізмів, роботизованих комплексів.

Переробку РРВ, накопичених у процесі експлуатації ЧАЕС і утворюваних при знятті ЧАЕС з експлуатації, слід проводити на спеціальних установках, споруджених на ЧАЕС, з їх отвердженням, компактуванням і включенням в матриці, що забезпечують їх тривале зберігання і поховання.

Переробка та зберігання ТРВ та РРВ, накопичених і утворених в результаті діяльності в Зоні, мають здійснюватися у відповідності з діючими нормативними документами.

Для екологічної безпеки існуючих ППРВ та ПТЛРВ необхідно створення умов для надійного і довготривалого контрольованого зберігання РАВ. Найважливішими завданнями при цьому є повна і детальна інвентаризація, екологічна оцінка та прогноз стану існуючих ПТЛРВ та ППРВ і прийняття рішень про виконання робіт по:

- підвищенню ізолюючих властивостей існуючих ППРВ;
- здійсненню заходів, що забезпечують надійність тривалого зберігання РАВ в ПТЛРВ та ППРВ;
- перепохованню РАВ.

Необхідність перепоховання РАВ із ПТЛРВ може бути визначена лише після проведення всього комплексу досліджень з метою вивчення їх небезпечності. При невизначеності вирішення питання про необхідність перепоховання перевагу слід віддавати науково обґрунтованим методам консервації РАВ в ПТЛРВ без їх розкриття.

Необхідність створення на території Зони додаткових сховищ поверхневого типу для зберігання РАВ I та II групи з тривалістю зберігання до 300 років має уточнюватись за результатами оцінки екологічної безпеки існуючих ПСРВ та ПТЛРВ, а також з урахуванням характеристик РАВ, які будуть перероблені.

Технології поводження з ТРВ III групи, вилученими з об'єкту «Укриття» і ППРВ, мають включати розподіл відходів на ядернонебезпечні (паливовміщуючі) та ядернобезпечні з кондиціонуванням, компактуванням і включенням РАВ у стійкі матриці, контейнеризацією і транспортуванням їх на зберігання.

Великий період напіврозпаду і висока токсичність радіоактивних речовин, що містяться у відходах III групи, висувають вимогу функціонування системи поховання протягом кількох тисяч років, що може бути забезпечено лише в сховищах геологічного типу. За геологічними умовами територія Зони непридатна для розміщення такого сховища. Тому слід передбачити створення тимчасового сховища, розрахованого на тривале зберігання до 100 років з подальшим перепохованням РАВ у національне сховище.

Реалізація всіх заходів щодо поводження з РАВ, функціонування відповідних систем, включаючи зберігання РАВ, мають задовольняти умови постійного довготривалого контролю.

Питання про створення в Зоні Національного центру для переробки і зберігання відходів I та II груп вимагає спеціального розгляду на державному рівні в установленому порядку.

Захід, спрямований на довгострокове зберігання ВЯП, здійснюється за двома етапами:

- транспортування ВЯП з басейнів витримки енергоблоків ЧАЕС в існуюче СВЯП, з подальшим зберіганням;
- переведення ВЯП в СВЯП-2 для тривалого зберігання; необхідність спорудження СВЯП-2 пов'язана з тим, що умови зберігання ВЯП в існуючому СВЯП не задовольняють нормативні вимоги.

Подальше поводження з ВЯП має вирішуватися в рамках Національної програми поводження з РАВ України.

Доцільність розміщення в Зоні виробництв по переробці та зберігання токсичних та інших промислових відходів населених пунктів, розміщених на прилеглих територіях (в тому числі м. Києва), і РАВ, що зберігаються на спецкомбінаті УДО «Радон», на даний час однозначно не визначена і вимагає спеціального аналізу всіх еколого-економічних аспектів проблеми з розробкою відповідних техніко-економічних обґрунтувань.

Переробка та зберігання промислових і побутових відходів, що утворю-

ються в Зоні в процесі життєдіяльності персоналу, здійснюються у відповідності з нормативними документами.

#### 9. ДІЯЛЬНІСТЬ ПО ДОВГОТРИВАЛОМУ УТРИМАННЮ ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ

Довготривале утримання Зони визначається у відповідності з основоположними принципами діяльності, а також з урахуванням:

- невисоких рівнів радіаційного забруднення окремих районів Зони, які не перевищують рівні забруднення прилеглих до Зони територій;

- формування на даний час, з перспективою удосконалення, розгалуженої сітки моніторингу, що дозволяє швидко реагувати на можливі негативні процеси в екосистемі Зони, які можуть призвести до збільшення міграції РН за її межі.

Діяльність у Зоні, спрямована на утримання території, за необхідності має координуватися з програмою робіт, що виконуються на території Державного Поліського радіоекологічного заповідника в Республіці Білорусь.

Стратегія поводження з об'єктами природного середовища будується на основі функціонального поділу території Зони таким чином.

**Природні угіддя.** В результаті проведеної в 1986 — 1988 рр. дезактивації найбільш забруднених ділянок Зони частина радіоактивних матеріалів, що попали в природне середовище, була локалізована. Одержаний досвід свідчить про недоцільність і недостатню ефективність проведених заходів, спрямованих на дезактивацію природних угідь та лісних масивів.

В Зоні недоцільно проводити додаткові роботи для дезактивації угідь і лісів з метою покращення радіоекологічної обстановки.

У випадку непередбаченого катастрофічного погіршення радіаційної обстановки на обмежених площах необхідність дезактивації угідь та лісів має бути додатково обґрунтована.

Пріоритетна роль належить природному процесу відновлення рослинних та тваринних спільнот з переходом екосистем до стійкого стану, що був характерним для даного району до початку інтенсивної діяльності людини.

Для активізації процесів ландшафтовідновлення на території промислової, буферної зон і зони загального режиму передбачається:

- заліснення ділянок заплавних територій з вирощуванням насаджень за бездоглядною технологією;

- невтручання в процеси заростання меліоративних каналів для відновлення природно зумовленого рівня ґрунтових вод;

- створення мінералізованих протипожежних смуг із зберіганням природного підросту дерев, що поширювався б від стіни лісу.

В Зоні забороняється використання земель для одержання сільськогосподарської продукції.

Прикордонні ділянки природних угідь, які у відповідності з медичними та іншими критеріями придатні для сільськогосподарського використання, мають бути виведені із Зони.

**Населені пункти Зони.** Поверхнєве радіоактивне забруднення території неексплуатованих населених пунктів Зони з будинками та спорудами не відрізняється від радіоактивного забруднення прилеглої до них місцевості. Тому передбачається невтручання в процеси природного руйнування будинків та споруд неексплуатованих населених пунктів Зони, за винятком пам'яток архітектури, історії та культури, які мають бути збережені. Слід продовжити роботи по їх виявленню на території Зони.

Подальшу долю міст Прип'ять і Чорнобиль-2 (зруйнування, демонтаж чи консервацію для можливого використання в майбутньому) необхідно визначити після проведення додаткових досліджень з комплексним аналізом запропонованих рішень.

**Лісові угіддя і протипожежні заходи.** У комплексі лісоохоронних та протипожежних заходів передбачається створення:

- системи контролю за санітарним станом лісів;

- системи штучних бар'єрів по існуючих просіках і лісових дорогах у вигляді розривів;

- системи мінералізованих смуг, що ізолюють ліси від перелогових полів, за межами галявинних зон, де наступ лісу на перелоги проходить найбільш інтенсивно;

— системи пожежного спостереження та спеціального зв'язку.

Необхідно провести:

— оснащення пожежнохімічних станцій відповідним устаткуванням;

— реконструкцію пожежних водоймищ.

— проведення протипожежних заходів у неексплуатованих населених пунктах Зони.

Державним спеціалізованим виробничим комплексним підприємством «Чорнобильліс» має бути виконано комплекс робіт по залісненню перелогових полів, лісовідновленню на горільниках.

Лісогосподарські заходи, що провадяться в інтересах стабілізації екологічної обстановки, здійснюються лише за узгодженням з наглядовими органами.

Лісоматеріали, одержані в результаті санітарних вирубок лісу та розчистки просік, мають використовуватись, насамперед, для внутрішніх потреб Зони.

Вивезення надлишків лісопродукції за межі Зони здійснюється у відповідності з діючим законодавством.

**Водоохоронна діяльність.** Передбачається:

— підтримання в робочому стані водоохоронних споруд (за винятком меліоративної сітки), що експлуатуються;

— обґрунтування необхідності додаткових (до існуючих) водоохоронних заходів, що могли б зменшити міграцію РН за межі Зони і в р. Дніпро, та вибір пріоритетів на підставі аналізу «витрати — користь» з урахуванням внеску джерел, що локалізуються, в колективну дозу опромінення населення України;

здійснення обґрунтованих, у відповідності з викладеним вище, додаткових водоохоронних заходів.

Став-охолоджувач на відповідному етапі робіт по зняттю ЧАЕС з експлуатації підлягає ліквідації із здійсненням заходів щодо запобігання пилowego підйому РН з його ложа. Система заплавних озер, що залишиться після ліквідації ставу-охолоджувача, разом із о. Глибоке на лівому березі р. Прип'ять, полігоном для організації натурних досліджень.

**Природоохоронна діяльність.** Передбачається проведення заходів, спрямованих на охорону пам'яток природи і визначення об'єктів заповідної зони. Введення нових виробничих потужностей Зони та експлуатація існуючих мають відповідати діючим нормативним актам, що передбачають виконання природоохоронних заходів. Екзогенні геологічні процеси, підтоплення, пересушення, деформація ґрунтів, що супроводжують ландшафтовідновлення, не підлягають коректуванню з боку людини, якщо вони не призводять до збільшення винесення РН із Зони і не заважають нормальній діяльності підприємств Зони.

**Контрольно-перепусковий режим та охорона Зони.** Такий режим та охорона Зони направлені на:

— недопущення в Зоні діяльності, що протирічить законам України, охорону правопорядку;

— недопущення в Зоні діяльності, не передбаченої документами, що визначають і регламентують напрямки і види діяльності в Зоні;

— недопущення техногенного поширення радіоактивного забруднення з території Зони на прилеглі райони.

Охорона і дотримання режимів території Зони здійснюється спеціалізованими підрозділами МВС та відомчої міліції.

Передбачається:

— реалізація комплексу організаційних та технічних заходів, спрямованих на запобігання несанкціонованій діяльності в Зоні, забезпечення громадського порядку, запобігання несанкціонованого проникнення в Зону сторонніх осіб і транспортних засобів, контроль за вивезенням (ввезенням) матеріальних цінностей;

— реалізація заходів, спрямованих на будівництво закінченої периметрової загороди;

— створення системи охоронної сигналізації;

— спорудження додаткових контрольно-перепускових пунктів з установкою пунктів дозиметричного контролю.

Відвідання Зони населенням здійснюється на підставі спеціально розроблених програм, затверджених Адміністрацією Зони, з дотриманням норм і правил радіаційної безпеки.

## 10. СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНА ДІЯЛЬНІСТЬ

Передбачає здійснення таких заходів:

- перетворення інфраструктури м. Чорнобиль і загалом інфраструктури Зони, що визначається завданнями довготривалого проблемно-орієнтованого функціонування виробничого і науково-дослідного комплексу Зони;
- проробка питань соціально-економічного розвитку розміщених поблизу Зони населених пунктів, у взаємозв'язку з перспективними напрямками функціонування Зони;
- переведення осіб, що працюють в Зоні і проживають у т/с Зелений Мис, в м. Чорнобиль, оскільки житловий фонд т/с Зелений Мис має проектний термін експлуатації 5 років і непридатний для тривалого використання;
- забезпечення умов тимчасового проживання в Зоні «самоселів» у відповідності з діючим законодавством і нормативними актами;
- припинення, в перспективі, всіх видів виробничої діяльності в м. Прип'ять з видаленням усіх служб і організацій із міста;
- розробка та реалізація комплексної програми додаткових заходів соціального захисту осіб, що працюють у Зоні чи виводяться із Зони, в результаті ліквідації підприємств, організацій або їх підрозділів, а також за медичними показниками.

## 11. МЕДИЧНІ І САНІТАРНО-ГІГІЄНИЧНІ ЗАХОДИ ТА ЗАХОДИ З РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ ПЕРСОНАЛУ

Персонал Зони працює в умовах складної радіоекологічної обстановки, викликаній, головним чином, наявністю неконтрольованих (роззосереджених) джерел іонізуючого опромінення.

У зв'язку з цим слід регулярно проводити коректування і реконструкцію системи медичного, гігієнічного, епідеміологічного і радіаційного контролю та відповідних радіаційних, санітарно-гігієнічних і лікувально-профілактичних заходів, роль яких може змінюватися за часом з появою нових знань або з урахуванням потенційно можливих нових соціальних факторів і політичних рішень.

З цією метою необхідно доповнити відомчі інструкції з урахуванням повною мірою особливостей проведення робіт у Зоні. Організація виконання вимог інструкції покладається на Адміністрацію Зони.

Заходи, спрямовані на охорону праці та радіаційний захист персоналу, повинні включати:

- організацію радіаційного контролю персоналу; робочих місць; транспортних засобів; місць проживання та інших об'єктів;
- жорстке дотримання медичних вимог до персоналу, включаючи встановлення обмежень за віком, статтю, медичними протипоказаннями;
- дотримання особистої гігієни і обов'язкове застосування засобів індивідуального захисту та спецодягу, заходів профілактики, суворе дотримання вимог санітарно-перепускового режиму Зони;
- обов'язкове обґрунтування необхідності і можливості проведення робіт;
- суворе обмеження видачі дозволів на планове додаткове опромінення персоналу; введення допустимих і контрольних рівнів;
- покращення умов життєдіяльності персоналу в Зоні, включаючи забезпечення надійності системи опалення, водопостачання і каналізації, а також реконструкцію очисних споруд; покращення санітарно-технічного стану об'єктів громадського харчування та джерел водопостачання, включаючи місця проживання «самоселів»; інвентаризацію і ліквідацію неорганізованих звалищ сміття, утилізацію ядохімікатів;
- обов'язкове проведення санітарно-гігієнічної просвіти;
- вдосконалення системи медичного обслуговування персоналу, включаючи медичний відбір, диспансерний нагляд, суворе дотримання норм лікувально-профілактичного харчування та ін.

## 12. МОНІТОРИНГ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Метою моніторингу є спостереження, збір, обробка, передача, зберігання і аналіз інформації про стан навколишнього природного середовища Зони та прилеглих територій, прогноз їх змін, розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень у штатних або екстремальних умовах.

Система моніторингу Зони розробляється у відповідності з діючими нормативними актами.

Програма створення єдиної системи моніторингу Зони, як частини Державного моніторингу навколишнього природного середовища, має бути розроблена і реалізована на підставі вдосконалення і об'єднання існуючих сіток і методів моніторингу.

Моніторинг здійснюється за такими основними напрямками:

- спостереження за радіогеохімічним станом ландшафтів, повітряного басейну — з метою оцінки та прогнозу загальної радіоекологічної обстановки в Зоні і ситуацій в окремих її районах, а також екологічного впливу Зони на прилеглі території України;

- спостереження за концентрацією радіоактивних речовин у поверхневих водах з метою оцінки та прогнозу впливу винесення РН на екологічну обстановку за межами Зони;

- спостереження за станом гідрогеологічної системи з метою оцінки гідродинамічного та радіохімічного стану підземних вод та прогнозу їх впливу на екологічну обстановку в Зоні і за її межами;

- спостереження за протіканням екзогенних процесів, підтопленням і переосушенням окремих ділянок території, що супроводжують процес ландшафтовідновлення;

- спостереження за локальними джерелами радіонуклідного забруднення ландшафтно-геохімічного середовища (ПТЛРВ, ППРВ);

- спостереження за ядерно-радіаційним та радіогеохімічним впливом об'єкту «Укриття» на навколишнє середовище;

- спостереження за радіаційною обстановкою на промайданчику ЧАЕС в період його експлуатації і на всіх етапах реалізації програми зняття ЧАЕС з експлуатації;

- спостереження за радіаційною і радіогеохімічною обстановкою в районі передбачуваного розміщення комплексу виробництв щодо переробки та зберігання РАВ та його впливом на навколишнє середовище на всіх етапах реалізації проекту;

- спостереження за станом біоценозів як факторів і індикаторів зміни екологічних ситуацій на всіх етапах реалізації заходів, спрямованих на утримання Зони;

- спостереження за станом здоров'я персоналу і «самоселів» та санітарно-гігієнічним станом інфраструктури на всіх етапах реалізації утримання Зони.

Аналіз та узагальнення інформації про стан навколишнього середовища Зони здійснюється Адміністрацією Зони (або організацією, уповноваженою нею для виконання цих робіт).

Прогноз зміни стану навколишнього середовища (або окремих його складових) здійснюється Адміністрацією Зони з залученням науково-дослідних установ і творчих колективів.

### 13. УПРАВЛІННЯ ЗОНОЮ ВІДЧУЖЕННЯ

Управління Зоною здійснює Адміністрація Зони, яка є органом державної виконавчої влади на даній території.

Адміністрація Зони організує та координує всі заходи на території Зони відчуження, вирішує питання їх фінансування, охорони громадського порядку і здоров'я працюючого персоналу на цій території, захисту наукових і економічних інтересів держави, а також несе відповідальність за оперативне, повне і об'єктивне інформування населення України про екологічний стан в Зоні відчуження,

Функції державного нагляду та регулювання, в межах їх повноважень, здійснюються відповідними органами нагляду України.

Рішення Адміністрації Зони, в межах її повноважень, обов'язкові для виконання всіма підприємствами, установами і організаціями, розміщеними чи залученими до робіт у Зоні, незалежно від їх відомчої підлеглості.

Основні управлінські функції Адміністрації Зони, в межах її повноважень, передбачають:

- організацію, фінансування та контроль виконання робіт, спрямованих

на ліквідацію наслідків Чорнобильської катастрофи і довготривале утримання Зони, передбачених даною Концепцією;

- організацію, координацію та контроль за роботами, пов'язаними з поводженням із РАВ;

- функцію контролю за дотриманням режиму Зони;

- дозвільну функцію у питаннях проведення робіт (в тому числі по новому будівництву), створення, розміщення та ліквідації підприємств;

- наглядову функцію у питаннях відповідності діяльності в Зоні нормативним і регулюючим правовим актам;

- інформаційну функцію по всіх питаннях діяльності, по аналізу та узагальненню інформації про стан навколишнього середовища, по зв'язку з громадськістю, по створенню і веденню банку даних про роботи, виконані і виконувані в Зоні;

- організацію проведення комплексу робіт, спрямованих на земельне регулювання на території Зони;

- організацію робіт по міжнародному співробітництву у вирішенні проблем ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи.

Функції Адміністрації Зони можуть уточнюватись з урахуванням необхідності взаємодії з контролюючими і регулюючими органами та зміною законодавства України.

Для вироблення необхідної науково-технічної і господарської політики діяльності в Зоні при Адміністрації Зони створюються необхідні Міжвідомчі науково-технічні та виробничі дорадчі органи.

#### 14. НАУКОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Територія Зони є унікальним науковим полігоном для вивчення впливу радіоактивного забруднення на навколишнє середовище.

Наукові дослідження в Зоні мають виконуватися і координуватися в рамках Національної програми ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи.

Передбачається проведення в Зоні науково-дослідних робіт в рамках інших програм, якщо необхідність і доцільність виконання їх на території Зони економічно та екологічно обгрунтована за умови узгодження цих робіт з Адміністрацією Зони.

Необхідно розвивати міжнародне співробітництво з метою підвищення ефективності наукових досліджень в Зоні, що сприяють мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи.

Слід збільшити питому вагу наукових досліджень в обсязі робіт, що виконуються в Зоні, передбачивши збільшення долі комплексних досліджень з метою одержання науково обгрунтованих практичних висновків та обов'язкового всебічного наукового обгрунтування практичних заходів.

Забезпечення можливостей розробки науково обгрунтованих і адекватних управлінських рішень вимагає системного підходу і узагальнення всього комплексу інформації, одержаної різними відомствами та організаціями.

Програмою наукових досліджень у Зоні мають бути визначені пріоритети фундаментальних та прикладних науково-дослідних і дослідно-конструкторських робіт за всіма напрямками ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи.

Програма наукових досліджень має передбачати:

- проведення фундаментальних та прикладних досліджень по всьому комплексу проблем ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи з метою одержання повно і всебічно обгрунтованих практичних висновків та розробки конкретних заходів;

- функціональну взаємодію наукових досліджень і моніторингу з метою розробки моделей стану і зміни радіоекологічних ситуацій на базі єдиної фактографічної системи Зони;

- узагальнення всієї інформації, отриманої раніше і тієї що отримується в результаті досліджень різних відомств та організацій.



## 15. ПЕРШОЧЕРГОВІ ЗАХОДИ

У відповідності з Концепцією має бути розроблена комплексна програма робіт по перетворенню території Зони в екологічно безпечну із визначенням етапів робіт.

На першому етапі слід виконати такі заходи.

Здійснити районування Зони згідно з положенням Концепції на підставі:

— проведення спеціалізованого екологічного картування з метою прогнозу зміни обстановки в Зоні;

— створення схеми районування з урахуванням зміни радіоекологічної обстановки в Зоні.

Провести комплексний аналіз обґрунтованості виконуваних у Зоні робіт з метою приведення їх у відповідність з положеннями Концепції. Для оптимізації виробничої діяльності і чисельності персоналу необхідно:

— створити єдину систему діяльності в Зоні для ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи з виключенням паралельних структур, що виконують однотипні завдання;

— максимально скоротити виробничий персонал у Зоні з виведенням за межі Зони підприємств і осіб, перебування яких не обумовлює основними положеннями Концепції.

Створити систему документів, що регламентують діяльність персоналу з урахуванням специфіки Зони.

Підготувати пропозиції для внесення змін та доповнень у діючі законодавчі акти, що регламентують статус території та життєдіяльність персоналу в Зоні і передати їх в організації, що мають право законодавчої ініціативи.

Створити єдину систему комплексного моніторингу Зони і прилеглих територій.

Розробити проект комплексу виробництв щодо переробки та зберігання РАВ.

Здійснити заходи, спрямованих на поводження з РАВ:

— провести інвентаризацію і дослідження стану ПТЛРВ та ППРВ для визначення ступеню їх екологічної безпеки;

— розробити нормативні документи, що регламентували б статус ПТЛРВ, та вимоги до їх екологічної безпеки;

— реалізувати заходи, спрямовані на підвищення надійності локалізуючих бар'єрів існуючих ППРВ та забезпечення довготривалого зберігання РАВ у цих сховищах.

Провести заходи, спрямовані на перетворення об'єкту «Укриття» в безпечну систему:

— реалізувати першочергові заходи, спрямованих на підвищення надійності об'єкту;

— розробити ТЕО і проект за результатами міжнародного конкурсу.

Виконати проектні роботи у відповідності з програмою зняття з експлуатації ЧАЕС.

Провести наукові дослідження з комплексним аналізом запропонованих рішень щодо визначення подальшої долі міст Прип'ять і Чорнобиль-2.

Розробити ТЕО водоохоронних заходів з обґрунтуванням їх необхідності відповідно очікуваному внеску в зниження колективної дози і ризику з урахуванням економічних затрат.

Розробити ТЕО робіт по лісонасадженню в Зоні з урахуванням перспектив природного ландшафтовідновлення.

Провести комплекс заходів, спрямованих на підвищення пожежної безпеки лісових угідь.

Провести лісовлаштування лісових масивів.

Виконати роботу по проекту створення периметрової загороди і забезпечити єдину охорону території в межах Зони.

Розробити систему управління діяльністю в Зоні з реалізацією першого етапу — створенням АСУ Зони відчуження.

Провести першочергові роботи по перетворенню інфраструктури м. Чорнобиль у відповідності з цілями і завданнями Концепції, в тому числі по покращенню санітарно-технічного стану експлуатованих комунально-побутових об'єктів та їх пожежної безпеки.

Провести роботи по поверненню матеріальних цінностей, що знаходяться в Зоні, в народне господарство, включаючи:

- інвентаризацію матеріальних цінностей і установлення їх вартості для подальшого використання в народному господарстві;
  - дослідження, спрямовані на пошук шляхів повернення в народне господарство матеріальних цінностей, що знаходяться в Зоні, з урахуванням рівня їх забруднення РН;
  - знищення і поховання матеріальних цінностей, повернення яких в народне господарство неможливе (здійснюється з урахуванням положень даної Концепції).
- Виконати роботи, спрямовані на переведення неорганізованих звалищ і промислових відходів у стан, регламентований нормативними документами.
- Створити і реалізувати програми:
- по вивченню і збереженню історико-культурної спадщини Чорнобильського регіону;
  - по охороні пам'ятників природи і визначенню об'єктів заповідної Зони.

## 16. ПРОГНОЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

*Прогноз міграції РН за екстремальних умов.* Водне і вітрове винесення РН при екстремальних погодних умовах (повенях 1 % забезпеченості і менше, смерчах, шквалах, пилових бурях) і лісових пожежах не призведе до довготривалого перевищення допустимих рівнів забруднення природного середовища за межами Зони.

Руйнування об'єкту «Укриття» внаслідок землетрусу або діяльності людини, а також ППРВ «Підлісний» та інших об'єктів у випадку їх затоплення може призвести до додаткового радіаційного забруднення Зони і прилеглих територій.

*Прогноз екологічної ситуації Зони відчуження за період до 2050 р.* Площа покритої лісом території Зони зросте до 65 — 70 %. Соснові ліси, насаджені в 50-роках, складають зараз основну частину лісових масивів і перейдуть до категорії пристигаючих і зазнають значного самозрідження. Площі злуговілих перелогів значно звужаться і втратять компактність; значною мірою перелоги поступляться місцем молодим і середньовіковим березовим та осиковим лісам і гаєм. Заплавні луки також поступово заміняться широколистяними лісами. Ці зміни створять стійкий і відносно пожежностійкий рослинний покрив.

Рівень ґрунтових вод внаслідок саморуйнування меліоративних систем і будівництва загат бобрами підвищиться; заболочені площі займуть не менше 10 — 15 % території.

Ділянки суцільної дезактивації перетворяться на сухі луки, порослі верболозом, або на сухі соснові ліси у випадку успіху лісопосадок, що сприятиме зменшенню кількості запиленних територій.

Чисельність тваринного світу Зони стабілізується зі зсувом видового складу в бік лісових видів і збільшиться кількість хижаків. Збережеться необхідність санітарно-епідеміологічного контролю переносників туляремії, сказу, лептоспірозу.

Щільність поверхневого радіонуклідного забруднення території загальному поступово знизиться в результаті вертикальної міграції і більш-менш рівномірного розподілу РН в 10 — 30-см-приповерхневому шарі ґрунту, а також внаслідок радіоактивного розпаду; рівні забруднення цезієм-137 та стронцієм-90 знизяться на 1 — 2 порядки, ймовірність забруднення повітряного середовища плутонієм-239 зменшиться в 3 — 10 разів. Роль процесів поверхневого перенесення забруднення істотно зменшиться в результаті повсюдного утворення рослинного покриву. На заболочених територіях, за відсутності інтенсивного водного стоку, зниження радіоактивного забруднення буде здійснюватися головним чином внаслідок радіоактивного розпаду.

При фільтрації РН через зону аерації остання реалізує свою захисну функцію щодо ґрунтових вод. Частина радіонуклідного забруднення на ділянках з малою потужністю зони аерації перейде в ґрунтові води; при цьому концентрації РН у ґрунтових водах в значній частині Зони не перевищать допустимих рівнів. При фільтрації і підземному стоку РН найбільш істотне забруднення підземних вод відбудеться в ближній (5 — 10-км) зоні ЧАЕС. В

перспективі винесення РН з підземними водами може стати співрозмірним з поверхневим зливом; матиме місце зменшення їх концентрації внаслідок ядерних перетворень і розбавлення, в результаті чого концентрації РН в зонах розвантаження, долинах рік до кінця прогнозованого терміну знизяться.

Йтиме процес поступового поширення РН в навколишнє середовище з локальних джерел, розміщених у найбільш забруднених частинах Зони. Але масштаби радіонуклідного забруднення геологічного середовища будуть зумовлені, головним чином, рівнями площинного поверхневого забруднення і меншою мірою — впливом локальних джерел, поблизу яких, ймовірно, сформуються зони підвищених концентрацій РН у ґрунтових водах.

Оціночні прогнози не дають підстав розглядати підземний шлях міграції РН (в тому числі найбільш рухомої складової — стронцію-90) як істотний фактор забруднення вод р. Дніпро.

За умови реалізації положень Концепції і внаслідок очікуваного загального послаблення процесів поверхневого та підземного стоку РН у басейн р. Прип'ять погіршення радіоекологічної обстановки в Зоні і збільшення впливу території Зони на радіоекологічну обстановку в Україні не передбачається.

Мінчорнобиль, Київ

Одержано 20.06.94

УДК 621.311.25

UA9700080



UA9700080

Н. М. Сорокин, В. Н. Васильченко

### ЭКСПЛУАТАЦИЯ ЧЕРНОВЫЛЬСКОЙ АЭС В ОСОБЫХ УСЛОВИЯХ (В 1987 г.)

Рассмотрены особенности эксплуатации Чернобыльской АЭС в 1987 г. с точки зрения обеспечения радиационной безопасности. Проведен анализ полученного опыта эксплуатации атомной станции вахтовым методом, показано положительное и отрицательное влияние на безопасность АЭС вахтового метода работы персонала.

**Радиационная обстановка.** Авария на IV энергоблоке ЧАЭС резко ухудшила радиационную обстановку на территории и в зданиях всей промплощадки станции и, в первую очередь, в районе III — IV энергоблоков.

Естественной задачей перед вводом энергоблоков в эксплуатацию была полная дезактивация для доведения уровней излучения до величин, позволяющих обеспечить выполнение персоналом своих функций без превышения установленных нормативов.

При дезактивации был выполнен огромный объем работ.

После завершения первичной дезактивации к пуску энергоблоков радиационная обстановка в помещениях станции, традиционно относимых к зоне строгого режима, в среднем превышала доаварийные уровни по I и III энергоблокам в 3 раза, по II — в 5 раз.

По сравнению с доаварийной существенно ухудшилась радиационная обстановка на кровлях зданий, особенно на кровлях III энергоблока. Практически кровли всех зданий были переведены в разряд необслуживаемых.

Существенно важен тот факт, что на ЧАЭС после аварии практически не существует зоны свободного режима. Причем часть территории и некоторые здания по радиационной обстановке в традиционной трактовке относились к категории необслуживаемых.

Для обеспечения радиационной безопасности в сложившихся условиях был реализован ряд основных мероприятий:

1. Расширение класса работ, проводимых по дозиметрическим нарядам и круга обязанностей цеха радиационной безопасности по обеспечению радиационной безопасности персонала при выполнении им своих обязанностей.

2. Информирование персонала по вопросам радиационной обстановки на станции, обеспечение персонала дозиметрами с непосредственным отсчетом.

Оперативное извещение должностных лиц подразделений станции о состоянии радиационной обстановки на рабочих местах персонала и его дозовых нагрузках.

3. Широкое применение технических средств для снижения дозовых нагрузок на оперативный персонал. Это, например, установка телевизионных систем наблюдения, широкое использование радиосвязи при выполнении работ в технологических системах.

4. Сокращение числа обходов и профилактических осмотров оборудования, что влияет на надежность работы оборудования.

5. Обеспечение своевременного анализа случаев отклонения от нормативов параметров радиационной обстановки и доз облучения персонала с выяснением причин их породивших и принятием мер по их устранению. Важное место здесь занимала борьба с чувством опасности.

6. Непрерывное продолжение дезактивационных работ, улучшающих радиационную обстановку на действующих блоках. По окончании первичной дезактивации проведена вторичная дезактивация.

7. Широкое привлечение специалистов с других АЭС, без которого обеспечить эксплуатацию ЧАЭС было бы невозможно. За 1987 г. на ЧАЭС с других атомных станций СССР были командированы 362 чел. оперативного и 1596 чел. ремонтного персонала.

8. И наконец, основное мероприятие, позволившее эксплуатировать станцию в существовавших тогда условиях — это переход на вахтовый метод работ.

Таким образом, основными мероприятиями, позволившими обеспечить эксплуатацию ЧАЭС в послеаварийных условиях, являются:

привлечение большого количества командированного персонала с других атомных станций;

вахтовый метод работы персонала.

**Привлеченный оперативный персонал.** Трудности использования оперативного персонала с других АЭС определялись в основном недостаточным знанием географии станции, персонала смены, особенностей технологических систем ЧАЭС и организации эксплуатации на ЧАЭС.

Для максимального уменьшения влияния этих факторов был принят порядок допуска командированного персонала к самостоятельной работе. Работнику давалось 7 дней на обучение с последующей сдачей экзамена по ПТЭ и 6 дней работы в качестве дублера с последующими противоаварийными тренировками, после чего работник допускался к самостоятельной работе.

Принятый порядок допуска к работе с учетом высокой квалификации персонала, командированного на ЧАЭС, позволил обеспечить эксплуатацию в 1987 г. I и II энергоблоков и пуск III энергоблока. Серьезных нарушений в эксплуатации оборудования по вине командированного оперативного персонала не было.

**Вахтовый метод работы.** Вахтовый метод работы в период ликвидации последствий аварии и возобновления эксплуатации блоков ЧАЭС полностью себя оправдал и позволил создать необходимые условия для труда и отдыха персонала. Он был единственно приемлемым в этих сложных условиях методом эксплуатации станции.

В то же время при вахтовом методе возник ряд трудностей, неприемлемых для нормальной эксплуатации станции.

Основные недостатки вахтового метода:

Для оперативного персонала

1) большая продолжительность рабочей смены — 12 ч;

2) большой перерыв между вахтами — 7 рабочих дней (7 выходных);

3) затруднена организация оперативных разборов аварийных ситуаций по окончании смены, особенно в день отъезда в Киев;

4) затруднены многие, предусмотренные руководящими указаниями формы работы с персоналом, например проведение совещаний при главном инженер-станции с участием начальника службы станции и его заместителя, руководства цехов и отделов;

5) сложность замены внезапно заболевшего на вахте персонала;

6) трудности в организации работы с персоналом в Киеве.

Для дневного персонала

- 1) не обеспечивается необходимая преемственность между вахтами;
- 2) ответственные работы (например, ремонт системы регулирования турбины) делает не один работник от начала до конца, а два с передачей вахты, что снижает качество их выполнения;
- 3) затягивание персоналом решения вопросов до окончания своей вахты (новая вахта вынуждена начинать все сначала);
- 4) вновь прибывающие сторонние инспекторские службы (в первую очередь пожарные) по-разному ставят одни и те же вопросы.

Для максимального уменьшения недостатков вахтового метода необходимо

- 1) круглосуточное дежурство реабилитационных на БЩУ, ЦЩУ медицинских бригад, которые проводили массаж и другие процедуры для снижения утомляемости оперативного персонала;
- 2) обеспечение возможности пользования санаторными учреждениями в межвахтовый период;
- 3) доставка оперативного персонала на смену и со смены в мягких автобусах;
- 4) размещение оперативного персонала в вахтовом поселке отдельно от дневного персонала и с большим комфортом;
- 5) перед началом вахты у оперативного персонала предусматривалось дублирование в течение 6 ч;
- 6) один раз в месяц каждая сквозная смена проводила производственное совещание, в котором принимали участие руководство станции, цехов и общественные организации станции;
- 7) перевод основного руководящего персонала цехов и отделов на безвахтовый метод работы;
- 8) ужесточение спроса за качество приема вахты;
- 9) установление порядка выдачи нормативных заданий на вахту;
- 10) создание диспетчерской службы в Киеве, обеспечивающей вызов и оперативную доставку персонала на смену.

В целом вахтовый метод для эксплуатации атомной станции может рассматриваться только как вынужденная и временная мера в особых условиях ее работы.

В то же время он привлекателен для персонала, поскольку позволяет иметь подряд 15 выходных в месяц для дневного персонала и 7 выходных через 7 рабочих дней для оперативного.

ПО «ЧАЭС», Чернобыль

УДК 504.054:636

Г. С. Мешалкин, Н. П. Архипов

UA9700081

## ПРОБЛЕМЫ РЕАБИЛИТАЦИИ ТЕРРИТОРИИ В ЗОНЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Рассмотрен механизм формирования зон топливных, топливно-конденсационных и конденсационных выпадений с различным радионуклидным составом, с различной физико-химической подвижностью и биологической доступностью радионуклидов (РН) в составе радиоактивного загрязнения. Дана краткая характеристика работ, направленных на реабилитацию промплощадки ЧАЭС и прилегающей к ней территории. Обсуждены возможные практические меры по реабилитации сельскохозяйственных и лесных угодий Зоны отчуждения на площади более 200 тыс. га. Особо выделена важность специальной обработки почвы, обеспечивающей эффективное снижение мощности экспозиционной дозы (до порядка величины) и существенное снижение размеров перехода РН в сельскохозяйственную продукцию.

Крупнейшая в мире радиационная авария на ЧАЭС беспрецедентна по составу и динамике выброса, необычности результирующей картины радиоактивного загрязнения территории. При этом наибольшему загрязнению подверглась территория Полесья, отличавшаяся в период глобальных радиоактивных выпадений экстремально высокими размерами перехода  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по пищевой цепочке почва — человек вследствие крайней бедности здешних почв. К тому же эта территория дренируется р. Припять, впадающей

в Киевское водохранилище — источник водоснабжения для 40 млн человек. Это свидетельствует об актуальности и необычайной сложности решения вопросов реабилитации земель, подвергшихся загрязнению «чернобыльскими» радиоактивными выпадениями.

Для принятия обоснованных решений по проведению тех или иных защитных мероприятий необходимо исходить из четкого представления о сложившейся в результате аварии радиоэкологической обстановке и динамике эволюции последней. Для получения такой информации с мая по декабрь 1986 г. нами проведено радиоэкологическое обследование свыше 180 экспериментальных площадок на территории Украины и Республики Беларусь. Обследование включало, помимо радиометрических измерений с помощью стандартных полевых радиометров, отбор сопряженных образцов почв (послойно с помощью металлического совка), растительности, продукции животноводства, воздуха.

Образцы после предварительной подготовки в лабораторных условиях подвергали гамма-спектрометрическому и (выборочно) радиохимическому анализу по стандартным методикам. Гамма-спектрометрические измерения проводили на гамма-спектрометре LP-4900 (Nokia) с полупроводниковым (германиево-литиевым) детектором.

Результаты наших наблюдений свидетельствуют о сложном, но закономерном характере распределения РН на территории зоны аварии в соответствии с трансформацией физико-химического состояния легколетучих веществ в составе радиоактивных облаков и особенностями выпадения на пути их движения твердых частиц различной степени дисперсности.

На основе анализа полученных нами данных можно полагать, что наиболее сильное загрязнение территории обусловлено выбросами при взрывах (западный и северо-западный радиоактивные следы). Выпадения из струй, продолжавшиеся до 6 мая, накладывались на выпадения от взрывов, усложняя общую картину загрязнения территории. Однако они, по-видимому, не могли быть причиной сильного радиоактивного загрязнения территории и имели в общем балансе выбросов второстепенное значение. В качестве примера может служить южный радиоактивный след, образовавшийся под влиянием струи в период наибольшей интенсивности радиоактивного выброса.

В момент взрыва диспергирование топлива и конструкционных материалов в условиях высоких градиентов температур и давлений сопровождалось улетучиванием газов и частичным испарением легколетучих веществ, в том числе РН. Чем выше была степень летучести вещества, тем большая доля его успела испариться.

После выброса в радиоактивном облаке начинают протекать одновременно два процесса. Во-первых, согласно закону Стокса из облака начинают выпадать твердые частицы (в первую очередь крупнодисперсные). Во-вторых, по мере снижения температуры происходит обратный многоступенчатый процесс конденсации испарившихся в момент взрыва веществ и соконденсации соответствующих РН, в первую очередь обладающих наименьшей летучестью (например, изотопов цезия, стронция, рутения и других слаболетучих элементов). Более летучие вещества и РН (в частности, изотопы цезия) остаются в парообразном состоянии более длительное время, а по мере удаления радиоактивного облака происходит обеднение его крупнодисперсными частицами и в том числе частицами диспергированного топлива, обладающими высокой удельной массой.

Соконденсация РН происходила на многочисленных центрах конденсации, преимущественно на мелкодисперсных частицах, способных длительное время удерживаться в облаке, не выпадая на землю. На каждой частице в составе облака образуется многослойное покрытие из веществ с возрастающей летучестью. В составе этого многослойного покрытия в соответствии с их летучестью располагаются и РН, которые сразу начинают диффундировать с поверхности в глубь частицы.

При сохраняющейся в облаке высокой температуре скорость диффузии может быть довольно высокой. Поэтому соконденсировавшиеся в центральной части облака РН могут продиффундировать внутрь частицы (центра конденсации) на достаточно большую глубину. Следствием последнего является существенное снижение в дальнейшем физико-химической подвижности и

биологической доступности РН в составе таких частиц по сравнению с частицами, находившимися в условиях повышенной температуры в течение более короткого промежутка времени.

Под влиянием рассмотренных процессов в зоне аварии на ЧАЭС сформировались (по мере удаления порожденных взрывами радиоактивных облаков) зоны топливных, топливно-конденсационных и конденсационных выпадений.

Характеристика радионуклидного состава выпадений указанных зон представлена в долях от содержания наименее летучего радионуклида  $^{95}\text{Zr}$  на 10.05.86 г. в табл. 1.

В зоне топливных выпадений загрязнение по радионуклидному составу соответствует отработанному ядерному топливу реактора РБМК-1000, несколько обедненному в отношении легколетучих РН ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и др.). Данная зона расположена в радиусе до 30 км от места аварии с далеко простирающимися «языками» в западном, северо-западном и южном направлениях.

В зоне топливно-конденсационных выпадений в радионуклидном составе загрязнения резко (на порядок величины) возрастает доля радиоцезия, соотношение же остальных РН сохраняется приблизительно на прежнем уровне, как и в топливной зоне, хотя доля каждого из них в сумме РН заметно снижается. Возрастание доли радиоцезия в составе выпадений обусловлено произошедшей по пути следования облака его соконденсацией на оставшихся в составе облака частицах. Наиболее четко граница между зонами топливных и топливно-конденсационных выпадений выражена в направлениях западного и северо-западного радиоактивных следов.

По мере истощения облака в отношении топливных частиц происходит как бы обогащение облака остающимися в его составе летучими РН, соконденсировавшимися на частицах повышенной степени дисперсности нетопливного характера или присутствующими в газообразном состоянии. Выпадения из такого облака характеризуются как конденсационные. Зона топливно-конденсационных выпадений плавно переходит в зону рассеянных конденсационных выпадений (обычно невысокие и постепенно убывающие уровни загрязнения преимущественно радиоцезием, радиорутением и другими соконденсировавшимися на выпадающих частицах РН). Мелкодисперсные частицы совместно с парогазовой фазой в составе облака могут переноситься, медленно выпадая, на значительные расстояния. Однако под влиянием метеорологических факторов может происходить расчленение облака на отдельные «рукава», в зонах приземления которых (или даже облака в целом — в зоне приземления факела) одновременно осаждаются весь спектр «летучих» радиоактивных веществ в составе особенно мелкодисперсной фракции частиц аэрозоля и парогазовой фазы. Уровни радиоактивного загрязнения подстилающей поверхности при этом могут быть чрезвычайно высокими. Коварство ситуации усугубляется тем, что основная масса выпадающих при этом РН (изотопы йода, теллура, инертных газов и пр.) весьма короткоживущи, а после их распада (в течение нескольких недель) уровень мощности экспозиционной дозы, определяемый преимущественно изотопами цезия и рутения, снижается до незначительного уровня. Есть примеры того, когда территорию «пятна» характеризовали в качестве самого «чистого» места по результатам радиометрического обследования.

Т а б л и ц а 1. Характеристика радионуклидного состава выпадений

Радионуклид	Выпадения		
	топливные	топливно-конденсационные	конденсационные
$^{90}\text{Sr}$	0,086	0,079	1,9
$^{103}\text{Ru}$	0,72	1,4	15
$^{106}\text{Ru}$	0,18	0,38	4
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	—	—	9
$^{131}\text{I}$	0,28	до 4	25
$^{132}\text{Te}$	—	—	32
$^{134}\text{Cs}$	0,035	0,26	10
$^{137}\text{Cs}$	0,06	0,38	18
$^{140}\text{Ba}$	0,35	0,33	23
$^{141}\text{Ce}$	0,82	0,79	1,8
$^{144}\text{Ce}$	0,72	0,66	1,0

Т а б л и ц а 2. Характеристика физико-химической подвижности радионуклидов

Характер выпадений	Часть зоны выпадений	
	центральная	периферийная
Топливные	1,0 — 1,6	4 — 7
Топливо-конденсационные	20 — 30	—
Конденсационные	1,0 — 1,6	16 — 18

Таков, по нашему мнению, основной механизм образования так называемых «цезиевых пятен», который может инициировать в момент приземления «рукава» (или облака) выпадение атмосферных осадков вследствие конденса-

ции атмосферной влаги на частицах аэрозоля. Хотя иногда в качестве причины образования «цезиевых пятен» называют вымывание радиоцезия и других РН из радиоактивного облака атмосферными осадками. «Цезиевые пятна» обнаруживаются на различном удалении от места аварии, но не ближе 25 — 30 км. Обычно такие участки имеют эллиптическую или вытянутую (по направлению движения облака) форму и сложную концентрично построенную слоистую структуру (в отношении уровней загрязнения) с максимальным загрязнением в центральной части.

Анализ полученных нами экспериментальных данных позволяет полагать, что именно на территории «цезиевых пятен» могли проявиться наиболее сильно выраженные радиобиологические эффекты.

Оценка содержания подвижного (водорастворимого + обменного)  $^{137}\text{Cs}$ , в представительных для зоны аварии дерново-подзолистых почвах (1992 г.) позволила установить, что физико-химическая подвижность РН в составе выпадений для рассмотренных выше зон существенно различается. При этом она имеет тенденцию к возрастанию по направлению к периферии каждой зоны (табл. 2).

Ввиду особенностей физико-химического состояния РН в составе выпадений на территории отдельных зон меняется их относительная биологическая доступность (ОБД), определяемая как отношение коэффициентов перехода (КП) радионуклида из почвы в определенный вид биологической продукции для соответствующих зон выпадений:

$$\text{КП} = C_n/G,$$

где  $C_n$  — концентрация РН в продукции, Бк/кг;  $G$  — плотность загрязнения почвы тем же РН, Бк/км<sup>2</sup>.

Если ввести индексы «т», «тк», «к» для обозначения зон топливных, топливо-конденсационных и конденсационных выпадений, то

$$\text{ОБД}_{\text{тк}} = \text{КП}_{\text{тк}}/\text{КП}_{\text{т}}; \text{ОБД}_{\text{к}} = \text{КП}_{\text{к}}/\text{КП}_{\text{т}}.$$

На основе экспериментально найденных значений КП для дерново-подзолистых почв, расположенных в каждой из рассматриваемых зон, приняв за единицу КП<sub>т</sub>, мы рассчитали значения ОБД<sub>тк</sub> и ОБД<sub>к</sub> (табл. 3).

Результаты расчета свидетельствуют о том, что ОБД радиоцезия между зонами различается в шесть раз и слабо изменяется со временем. При этом наименьшей биологической доступностью радиоцезия характеризуется центральная часть «цезиевых пятен», а наиболее высокой — топливо-конденсационная зона. Если учесть уровни загрязнения в обследованных зонах, то можно заключить, что существует обратная зависимость уровня загрязнения от биологической доступности радиоцезия в составе загрязнения.

Т а б л и ц а 3. Относительная биологическая доступность для различных зон выпадений

Радионуклид	ОБД <sub>тк</sub>	ОБД <sub>к</sub>
$^{137}\text{Cs}$	1986 г.	0,4
	2,2	
	1989 г.	—
$^{90}\text{Sr}$	0,54	
$^{137}\text{Cs}$	2,4	0,6

Примечание. ОБД<sub>к</sub> для центральной части «цезиевого пятна».

Уровни загрязнения территории в каждой из зон выпадений постепенно снижаются по мере удаления от места аварии, а в «цезиевых пятнах» — от центра к периферии. Поэтому максимальные уровни радиоактивного загрязнения имеют место в зоне топливного загрязнения и в «цезиевых пятнах». Однако



в зоне конденсационных выпадений радиологическую значимость (в отдаленный с момента аварии период) представляет преимущественно  $^{137}\text{Cs}$ . В зоне же топливных выпадений в качестве дозообразующих РН выступают такие биологически токсичные РН, как  $^{90}\text{Sr}$  и изотопы ТУЭ. Поскольку последние отличаются очень большими периодами полураспада, наиболее загрязненная часть зоны топливных выпадений была объявлена Зоной отчуждения. На ее отгороженной колючей проволокой и охраняемой территории запрещена хозяйственная деятельность, а население эвакуировано.

Зона отчуждения включает в себя значительную часть «циркульной» 30-км зоны вокруг ЧАЭС и часть наиболее сильно загрязненной территории за ее пределами в северном и западном направлениях.

Вне пределов Зоны отчуждения за счет исключения из эксплуатации наиболее загрязненных участков, естественно протекающих процессов фиксации радиоцезия почвенными минералами, перепрофилирования хозяйств и внедрения агрохимических рекомендаций в настоящее время в общественном секторе в основном обеспечено производство сельскохозяйственной продукции, не превышающей по содержанию РН официально установленных временных допустимых уровней (ВДУ-93). Однако еще нельзя гарантировать получение такой продукции (в частности, молока и мяса) в индивидуальном секторе производства при отсутствии должного контроля за использованием пастбищных и сенокосных угодий. Причиной получения загрязненной продукции в последнем случае может быть применение для выпаса скота или для сенокосения избыточно переувлажненных участков с аномально высокой биологической доступностью радиоцезия (на 1 — 2 порядка величины, более высокой по сравнению с суходольными). Эту проблему можно в принципе решить, создавая культурные пастбища и сенокосы для индивидуальных хозяйств.

Как известно, почти с первых дней после аварии предпринимались меры, направленные на «немедленную и окончательную» ликвидацию последствий радиоактивных выбросов имевшимися техническими средствами с использованием значительных контингентов военных и гражданских специалистов при огромных финансовых и материальных затратах. Основные работы были сконцентрированы в эпицентре аварии, что диктовалось необходимостью предотвратить развитие нежелательных процессов в поврежденном реакторе и исключить возможный смыв РН в протекающую рядом с ЧАЭС р. Припять.

Опыт проведенных работ показал, что ликвидация последствий такой крупной радиационной аварии в условиях современного технического прогресса нереальна. Речь можно вести лишь об определенной степени реабилитации загрязненной территории в соответствии с социально-экономической значимостью, характером и уровнем ее загрязнения.

В результате проведенных работ над разрушенным реактором был создан объект «Укрытие», предотвращающий возможность аэрозольных выбросов из развала и позволяющий контролировать ряд параметров состояния разрушенного реактора. В технологических и административно-хозяйственных помещениях, на сильно загрязненной промплощадке и в санитарно-защитной зоне ЧАЭС были созданы условия, позволившие подготовить к пуску и после существенной их модернизации пустить в эксплуатацию I — III блоки. При этом в 1986 — 1987 гг. более 0,5 МКв радиоактивных отходов были перемещены в специально оборудованные могильники или в пункты временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО).

Если радиоактивные отходы, полученные при дезактивации различных объектов на промплощадке, удаляли с ее территории, то при дезактивации санитарно-защитной (буферной) зоны радиоактивные отходы, включавшие древостой погибшего от радиации соснового («рыжего») леса и верхний наиболее загрязненный слой почвы, с помощью специальной техники и бульдозеров захоранивали прямо на месте в траншеи глубиной около 3 м (ПВЛРО). Недостаточно дезактивированные участки (более 10 мР/ч) были засыпаны слоем «чистого» песка.

По окончании дезактивационных работ часть промплощадки, не покрытая бетонными плитами, и вся буферная зона ЧАЭС представляли собой пылящую пустыню, лишенную какой-либо растительности. Естественного

восстановления растительного покрова на такой территории, по прогнозам специалистов, можно было ожидать не ранее чем через десятки лет. Поэтому с нашим участием была разработана и практически осуществлена программа восстановления нарушенного плодородия почвы и восстановления растительного покрова на дезактивированной территории.

В определенной очередности участки буферной зоны с помощью бульдозера или вручную очищали от посторонних предметов, вносили известняк (3 т/га), минеральные удобрения (N80P80K80) и торфокрошку с местных торфяников (около 50 — 100 т/га). После дискования и культивации с боронованием проводили посев многолетних злаково-бобовых трав под покров овса. После посева некоторые участки (преимущественно вдоль оживленных дорог) для снижения размеров пылеобразования прикатывали и закрепляли путем полива раствором сульфитно-спиртовой барды или водной эмульсией латекса.

Такая технология восстановления плодородия опесчаненной почвы и создания травяного покрова в 1988 г. была применена на площади 1200 га и дала хороший эффект. В следующем году уже не требовалось повторять полный объем работ на всей площади. Проводили лишь «ремонтные» работы на участках с плохой приживаемостью многолетних трав. С лета 1989 г. буферная зона ЧАЭС представляет довольно равномерно покрытую растительностью территорию.

В качестве завершающего этапа рекультивации буферной зоны ЧАЭС в 1988 — 1991 гг. были проведены лесопосадки на площади около 500 га. Лесопосадки в первую очередь проводили вдоль автомагистралей и на участках с повышенным пылеобразованием. В зависимости от особенностей почвы и расположения подлежащего заселению участка, радиологической и ситуационной обстановки применяли различные схемы смешения и посадки древесно-кустарниковых культур.

Следует отметить, что расположенные на территории буферной зоны ЧАЭС ПВЛРО в последние годы подверглись обводнению грунтовыми водами. Ведутся наблюдения и делаются оценки темпов возможной миграции РН, намечаются пути ограничения последней, позволяющие избежать необходимости перезахоронения радиоактивных отходов (десяtkи тыс. тонн материала общей активностью около 2 ГБк/т, загрязненного  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  +  $^{240}\text{Pu}$  суммарной активности соответственно 37, 53 и 0,5 %).

Назревшей и важной проблемой является разработка концепции обращения с территорией Зоны отчуждения и реализация практических мер по реабилитации сельскохозяйственных и лесных угодий на площади более 200 тыс. га. Однако имеется ряд причин, побуждающих не принимать немедленных решений.

Во-первых, даже в доаварийный период при нормально функционировавшей инфраструктуре, наличии необходимой техники и опытных кадров все отрасли растениеводства, кроме семенного картофелеводства, на угодьях нынешней Зоны отчуждения были низкорентабельны или убыточны. Поэтому нет необходимости восстанавливать хозяйственную деятельность в прежнем виде, а желательно вначале экспериментально обосновать экономическую целесообразность внедрения нетрадиционных направлений и технологий сельскохозяйственного производства.

Во-вторых, до настоящего времени для зоны топливных выпадений не вполне ясны динамика изменения биологической доступности  $^{90}\text{Sr}$ , а также радиологическая роль продолжающегося накапливаться  $^{241}\text{Am}$ , доля которого в составе загрязнения в перспективе может существенно превысить (приблизительно вдвое) долю всех других альфа-активных ТУЭ за счет распада материнского изобара  $^{241}\text{Pu}$ . В отличие от материнского изотопа  $^{241}\text{Am}$  характеризуется повышенной подвижностью в биологических цепочках, высокой токсичностью и большим периодом полураспада (433 г.).

В-третьих, Законом Украины «О правовом режиме территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской катастрофы» в Зоне отчуждения в настоящее время запрещена любая производственная деятельность на заброшенных угодьях, осуществляемая помимо исследовательских целей.

Поэтому в настоящее время рассматриваемая проблема может решаться

по существу лишь при уточнении и детализации радиоэкологической обстановки и проведении экспериментальных исследований, направленных как на улучшение последней, так и на обоснование экономической целесообразности развития в будущем отдельных отраслей агропромышленного производства.

Присутствие в составе загрязнения высокотоксичных ТУЭ (особенно при ингаляционном пути их поступления) свидетельствует, с одной стороны, о трудностях сельскохозяйственного освоения угодий Зоны отчуждения, а с другой — ориентирует на применение высокомеханизированных технологий.

Миграция РН в глубь профиля представительных для региона дерново-подзолистых и болотно-торфяных почв протекает относительно медленно. На седьмом году после аварии 90 — 95 % РН сосредоточены в верхнем 5-см слое нетронутой после аварии почвы и лишь на переувлажненных пойменных почвах миграция РН протекает более интенсивно. Это предполагает возможность проведения на угодьях, не подвергшихся перепашке, в ближайшие годы специальных видов почвообработки для улучшения радиоэкологической обстановки.

На ограниченных по площади участках территории возможна дезактивация путем удаления верхнего наиболее загрязненного слоя почвы с помощью стандартной дорожной техники, что связано с необходимостью удаления очень большого количества радиоактивных отходов (до 750 т/га и более). Однако высокая трудоемкость приема обычно оправдывается высокой эффективностью снижения мощности экспозиционной дозы и размеров выноса РН из дезактивированной почвы (до двух порядков величины). К сожалению, до настоящего времени еще не созданы даже работоспособные опытные образцы специальной техники для удаления верхнего слоя почвы. В условиях экспериментов удалением дернины на лугах вручную или с помощью мотоблока типа «Turf Cutter» (американского производства) достигалось снижение плотности радиоактивного загрязнения до порядка величины. Однако при этом проблема удаления большого количества радиоактивных отходов остается нерешенной, так же как и вопрос о механизации работ.

Возможно приспособление существующей дорожной техники (бульдозеров, автогрейдеров и пр.) для сгребания наиболее загрязненного верхнего слоя почвы в бурты или курганы с последующим их надежным задержанием. Последний прием, апробированный нами в натуральных условиях, предполагает возможность последующего постепенного удаления локализованных в буртах или курганах радиоактивных отходов в места более надежного (при необходимости) захоронения.

Для улучшения радиоэкологической обстановки на больших площадях, особенно на землях с относительно невысокими уровнями загрязнения, в том числе подвергнутых почвообработке в послеварийный период, перспективны и практически осуществимы приемы «захоронения» получаемых радиоактивных отходов в подпахотный горизонт с помощью различного типа стандартных плугов двухярусного или плантажного типа:

Характеристика участка до перепашки	Кратность снижения МЭД после перепашки план- тажным плугом
Вспахано обычным плугом (1988 — 1990)	1,9
Не обработано после аварии	4,4
Продисковано тяжелой бороной (1987)	6,0

Примечание. Размер каждого участка не менее 50 × 50 м; МЭД — мощность экспозиционной дозы.

Внесение на обработанные участки повышенных доз органических и минеральных удобрений с обязательным ограничением глубины перепашки таких угодий в последующие годы может способствовать восстановлению частично нарушенного плодородия почвы и снижению размеров выноса РН сельскохозяйственными или лесными культурами.

Поскольку в условиях Зоны отчуждения основной вклад в дозу облучения человека обусловлен внешним облучением за счет  $^{137}\text{Cs}$ , существенное улучшение радиоэкологической обстановки может обеспечить даже обычная перепашка земель, не подвергавшихся почвообработке после аварии: двух-

Продукция	КП · 10 <sup>-10</sup> , км <sup>2</sup> /кг	
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Плоды, ягоды	0,1 — 5,4	0,4 — 1,5
Зерно	—	0,9 — 3,2
Отдельные виды естественной растительности	12 — 150	6,3 — 110

кратное снижение мощности экспозиционной гамма-дозы и 5 — 6-кратное снижение выноса <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs растительностью.

В 1989 — 1993-е годы размеры перехода РН в различные виды растительной продукции, которую можно получить на угодьях Зоны отчуждения, стабилизировались на относительно невысоких уровнях. При этом размеры перехода РН в различные виды растительной продукции могут различаться на 1 — 2 порядка величины и более.

Наиболее перспективными отраслями агропромышленного производства в рассматриваемых условиях являются семеноводческие направления, которые могут особенно успешно развиваться в специфических условиях Зоны отчуждения, определяющим из которых — отсутствие сортовых примесей вследствие удаления источников их появления. Так, в условиях гидропонных теплиц г. Припяти в 1988 — 1992-е годы нами было организовано производство гибридных семян огурцов (более 2 т) — сорта Эстафета, Марафон, Мовир, которые характеризовались отсутствием сортовых примесей и по качеству были отнесены к 1-й категории.

Заслуживает внимания возделывание ряда технических культур по высомеханизированной технологии, в том числе нетрадиционных, из которых успешно апробированы топинамбур как сырье для производства этилового спирта или инулина, а также укроп как эфирно-масличная культура.

Следует отметить перспективность развития на базе угодий Зоны отчуждения также ряда отраслей животноводческого направления (особенно воспроизводства молодняка перспективных пород), создания питомников лесных и сортовых плодово-ягодных культур.

Целесообразно и наиболее логичны испытания различных технологий и хозяйственных направлений деятельности на базе наименее загрязненных угодий юго-западного сектора зоны отселения. Здесь же могут быть с наименьшими дозозатратами и с наибольшей пользой испытаны в производственных условиях и внедрены в практику наиболее эффективные приемы рекультивации угодий с тем, чтобы в дальнейшем эти приемы можно использовать для рекультивации и более загрязненных участков территории. При этом к выполнению экспериментально-производственных работ можно привлечь значительную часть трудоспособных самоселов (в настоящее время трудоустройство самоселов — почти неразрешимая проблема). Кроме того, проведение работ совершенно невозможно при режиме ежедневного подвоза работников из Чернобыля или из Зеленого Мыса. В этом месте Зоны отчуждения должен быть постепенно создан специальный научно-производственный комплекс с прилегающим к нему жилым массивом для персонала комплекса. Для закрепления персонала должны быть в первую очередь обеспечены приоритетные жилищно-бытовые условия и (в ближайшей перспективе) возможность ведения личного подсобного хозяйства. Совершенно естественно, что месторасположение научно-производственного комплекса, оставаясь в составе Зоны отчуждения, должно получить особый статус с перспективой вывода из состава зоны (как наименее загрязненный, да еще и подвергнутый дезактивации и рекультивации участок), приватизации жилья и освоенных индивидуальных участков. Подобным образом был в свое время создан научно-производственный комплекс (Опытная научно-исследовательская станция) после аварии в Кыштыме, и он успешно справился с поставленными перед ним задачами.

Таким образом, на основе применения подходящих способов обработки почвы, подбора культур, системы применения удобрений, мелиорантов, систем кормления и содержания животных, использования надлежащих приемов технологической переработки сельхозпродукции значительная часть сельскохозяйственных угодий Зоны отчуждения ЧАЭС в принципе может

быть использована (при обеспечении безопасных условий труда персонала) для получения товарной продукции. Однако этому должны предшествовать надежный прогноз изменения радиэкологической обстановки и экспериментально-производственное обоснование экономической целесообразности внедрения соответствующих направлений и технологий ведения сельского хозяйства.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль



УДК 616. — 001.28 — 02:614.876:614.2:612.014.482

UA9700082

В. Д. Вохмеков, Г. П. Маралина, Л. В. Волкова, Е. Г. Ганжа

## СОСТОЯНИЕ ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ РАБОТАЮЩИХ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ В ПЕРИОД С 1986 ПО 1992 ГГ.

Анализируются статистические данные заболеваемости персонала, работающего в зоне отчуждения Чернобыльской атомной электростанции. Анализ проведен на основании базы данных на 12,5 тысяч человек в период с 1986 по 1992 гг.

Изучение заболеваемости населения является одним из важнейших разделов статистических исследований здоровья населения в целом и его отдельных групп. С учетом важности изучения здоровья лиц, принимающих участие в ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, в медсанчасти № 1 проводится научно-практическая работа, в результате которой в настоящее время создана и функционирует автоматизированная информационно-справочная система «Здоровье». Она позволяет получить различные характеристики работающих, и прежде всего данные о состоянии их здоровья. Система персонифицирована и дает возможность проследить за здоровьем каждого человека с момента начала его работы в Зоне отчуждения до прекращения трудовой деятельности. Кроме того, она позволяет нам изучать состояние здоровья отдельных групп работающих в Зоне в зависимости от пола, возраста, стажа работы в условиях ионизирующего излучения, а также сочетания различных вредных воздействий, полученной дозы облучения и производственно-профессиональной принадлежности.

Для получения этих данных разработана программа, предусматривающая ряд признаков для выполнения поставленных задач.

По состоянию на 01.01.93 г. в базе данных имелаась информация на 12,5 тыс. человек, работающих или прежде работавших в различных структурных подразделениях Зоны отчуждения.

Возрастно-половая их характеристика представлена в табл. 1. Среди работающих в целом в Зоне мужчины составляют 78,9 %, женщины — 21,1 %. Среди всех возрастных групп наиболее значительными являются группа 40 — 49 лет (32,9 %), группа 30 — 39 лет (30,2 %) и группа 50 — 59 лет (24,7 %).

Т а б л и ц а 1. Возрастная структура работающих в различных подразделениях Зоны (обоих полов), %

Возраст, лет	Зона отчуждения в целом	НПО «Припять»	ПО «Спецатом»	МНТЦ	Управление строительством	ПО «ЧАЭС»
Всего	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
До 20	0,05	0,06	—	—	—	—
20 — 29	7,8	9,2	6,7	4,4	5,3	5,7
30 — 39	30,2	29,6	32,8	23,3	33,9	29,1
40 — 49	32,9	32,3	37,0	34,4	33,0	29,4
50 — 59	24,7	24,1	21,9	33,2	23,7	30,8
60 и старше	4,3	4,8	1,7	4,7	4,1	5,0

При анализе профессиональной структуры необходимо отметить, что наибольшую группу среди работающих в Зоне составляют инженерно-техниче-

ские работники (35,2 % общего числа работающих в Зоне). Значительную группу работающих составляют работники общественного питания, коммунального и бытового обслуживания — 25,7 % (табл. 2).

Т а б л и ц а 2. Профессиональная характеристика работающих в различных структурных подразделениях зоны отчуждения, %

Род занятий	Зона отчуждения в целом	НПО «Припять»	ПО «Спецатом»	МНТЦ	Управление строительством	ПО «ЧАЭС»
Руководители	4,1	3,5	4,4	7,2	2,0	10,7
Инженерно-технические работники	35,2	33,7	42,7	42,6	25,2	48,4
Строители	19,5	17,5	13,1	14,8	43,8	11,0
Химики	3,5	3,8	3,6	5,0	1,8	2,7
Работники общественного питания, коммунального и бытового обслуживания	25,7	29,6	20,9	14,1	20,7	14,9
Работники связи	0,28	0,4	0,1	—	—	—
Работники неотраслевых групп	11,6	11,5	15,2	16,3	6,5	12,3
Всего	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

В табл. 3 приведено распределение работающих по длительности работы в условиях неблагоприятных факторов (ионизирующее излучение и сочетание различных факторов). Обращает на себя внимание тот факт, что доля лиц, работающих в Зоне 5 лет и более, самая значительная (60,6 %), причем в различных структурных подразделениях она колеблется от 34,7 % в МНТЦ до 84,9 в ПО «ЧАЭС» (изучаемый контингент).

Т а б л и ц а 3. Распределение работающих по длительности работы в условиях неблагоприятных факторов, %

Стаж работы, лет	Зона отчуждения	НПО «Припять»	ПО «Спецатом»	МНТЦ	Управление строительством	ПО «ЧАЭС»
Всего работающих	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
В том числе:						
До 1	5,5	5,6	3,8	1,9	7,7	5,2
1 — 2	15,4	18,8	13,7	17,8	3,5	1,6
3 — 4	18,5	15,4	42,7	45,6	7,2	8,4
5 —	56,0	57,4	38,0	31,4	79,4	45,5
7 и более	4,6	2,7	2,3	3,3	2,2	39,4

В табл. 4 представлены данные, характеризующие распространенность болезней по классам Международной классификации болезней среди работающих в Зоне отчуждения за период с 1986 по 1992 г. Необходимо отметить следующие особенности:

показатель распространенности болезней среди работающих в целом по Зоне составлял в 1986 г. 1190,1 на 1000 работающих; в 1992 — 2105,4;

имеет место снижение уровня травм и несчастных случаев от 160,3 в 1986 г. до 39,1 в 1992 г.;

незначительно снижается уровень по классу болезней органов дыхания от 288,9 в 1986 г. до 246,4 на 1000 работающих в 1992 г.;

для всех остальных групп болезней характерна тенденция роста уровня заболеваний с незначительными колебаниями в разные годы;

наблюдается значительный рост показателя распространенности по классу болезней эндокринной системы, расстройств органов пищеварения, обмена веществ и иммунитета. Его уровень составляет 141,1 на 1000 работающих, что в восемь раз выше уровня 1986 г. и в 5 раз превышает уровень этого показателя в целом по Украине;

более чем в два раза увеличилась распространенность болезней органов

пищеварения (с 198,2 в 1986 г. до 413,1 на 1000 работающих в 1992 г.) и более чем в два раза выше, чем аналогичный показатель по Украине;

имеет место значительный рост болезней костно-мышечной системы и соединительной ткани. По сравнению с уровнем 1986 г. распространенность болезней этого класса увеличилась почти в четыре раза и составила в 1992 г. 230,9 на 1000 работающих, что почти в 3,5 раза выше по сравнению с этим показателем по Украине;

несмотря на кажущийся незначительный рост показателя по классу психических расстройств (по сравнению с уровнем 1986 г. он увеличился в 1,4 раза), распространенность их среди работающих в зоне более чем в пять раз превышает аналогичный показатель по Украине и составил в 1992 г. 225,2 на 1000 работающих. Причем эта группа болезней представлена в основном невротическими расстройствами, которые, как известно, являются достаточно универсальными начальными расстройствами психической адаптации, наблюдаемыми при неблагоприятных условиях и их можно отнести к числу неспецифических маркеров не только психогенного, но и различного «экологического загрязнения внешней и внутренней среды организма человека» [2].

Т а б л и ц а 4. Распространенность болезней среди работающих в Зоне отчуждения с 1986 по 1992 г. (на 1000 работающих)

Но- мер клас- са по МКБ*	Классы болезней по МКБ	Шифр по МКБ*	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
	Все болезни	001—999	1190,1	1166,3	1228,9	1398,8	1537,7	1864,6	2105,4
	В том числе:								
I	Инфекционные и паразитарные болезни	001—139	8,6	24,0	27,3	20,3	22,1	20,6	15,3
II	Новообразования	140—239	4,5	8,2	13,4	16,2	20,3	29,4	37,5
III	Болезни эндокринной системы	240—279	17,2	21,0	45,3	106,1	97,9	109,2	141,1
IV	Болезни крови и кроветворных органов	280—289	16,7	7,0	4,2	4,6	3,1	6,0	13,4
V	Психические расстройства	290—310	156,6	152,6	96,2	104,1	116,4	165,0	225,2
VI	Болезни нервной системы и органов чувств	320—389	166,6	210,2	248,4	296,4	350,5	359,2	393,0
VII	Болезни органов кровообращения	390—459	67,7	62,3	73,6	103,3	127,1	171,7	244,6
VIII	Болезни органов дыхания	460—519	288,9	221,1	250,2	223,2	214,0	292,0	246,4
IX	Болезни органов пищеварения	520—579	198,2	217,7	211,1	249,7	308,1	363,2	413,1
X	Болезни мочеполовых органов	580—620	9,9	21,0	26,6	26,7	23,4	40,4	53,9
XI	Осложнения беременности и родов	630—676	0,9	7,2	8,0	5,1	4,0	4,3	5,6
XII	Болезни кожи и подкожной клетчатки	680—709	23,5	43,5	38,9	34,7	37,0	37,2	32,1
XIII	Болезни костно-мышечной системы	710—739	58,4	84,6	101,5	126,0	146,8	197,3	230,9
XIV	Врожденные аномалии, пороки развития	740—759	3,2	2,1	1,8	3,7	3,2	4,0	4,0
XVI	Симптомы, неточно обозначенные состояния	780—799	8,6	11,9	7,4	6,7	9,0	11,0	9,9
XVII	Травмы и отравления	800—999	160,3	70,5	74,5	71,8	54,6	53,9	39,1

\* Международная классификация болезней

В табл. 5 представлены данные о распространенности отдельных болезней среди работающих в Зоне отчуждения за период 1986 — 1992 годы. Наблюдается также тенденция к росту показателя распространенности этих болезней, кроме травм и несчастных случаев.

Т а б л и ц а 5. Распространенность отдельных болезней и групп болезней среди работающих в Зоне отчуждения с 1986 по 1992 г. (на 1000 работающих)

№ п/п	Классы болезней, название болезни	Шифр по МКБ	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
1	Злокачественные новообразования	140—208	0,9	1,4	2,2	1,7	1,3	0,7	2,55
2	Болезни щитовидной железы	240—246	9,5	8,6	30,6	78,6	66,4	68,8	86,9
3	Болезни крови и кроветворных органов	280—289	16,7	7,0	4,2	4,6	3,1	6,0	13,4
4	Невротические расстройства	300—306,9	128,7	123,2	74,7	80,8	95,5	154,0	214,0
5	Гипертоническая болезнь	401—404	27,1	23,8	21,3	25,4	34,0	39,1	64,4
6	Ишемическая болезнь сердца	410—414	19,4	14,9	15,6	21,9	30,5	45,7	60,9
7	Цереброваскулярная болезнь	430—438	5,4	3,5	7,3	9,1	11,8	23,3	45,3
8	Острые респираторные заболевания	460—466	224,9	147,0	167,9	146,6	130,5	172,3	110,4
9	Другие болезни в/дых путей	470—478	41,6	147,0	43,6	49,2	53,4	70,3	77,5
10	Болезни периферической нервной системы	350—359	9,0	11,9	12,1	10,4	8,9	10,4	10,8
11	Болезни органов пищеварения	520—579	198,3	217,7	211,1	249,8	308,1	363,2	413,1
12	Болезни кожи и подкожной клетчатки	680—709	23,5	43,5	38,9	34,7	37,0	37,1	32,1
13	Болезни костно-мышечной системы и соед. ткани	710—739	58,3	84,6	101,5	126,1	146,8	197,3	230,9
14	Травмы и отравления	800—999	160,3	70,5	74,5	71,8	54,6	53,9	39,1
	Все болезни	001—999	1190,1	1166,3	1228,9	1398,8	1537,7	1864,6	2105,4

В структуре распространенности болезней (табл. 6) первое место занимают болезни органов пищеварения (19,6 % среди всех болезней). На втором месте находятся болезни нервной системы и органов чувств (18,7 %). Третье место делят между собой болезни органов дыхания, системы кровообращения и психические расстройства (соответственно 11,7, 11,6 и 10,7 %). Можно с уверенностью сказать, что по сравнению с 1986 г. наблюдается увеличение хронических болезней работающих в Зоне отчуждения.

Т а б л и ц а 6. Структура распространенности болезней среди работающих в Зоне отчуждения по классам болезней с 1986 по 1992 г., %

Номер класса по МКБ	Классы болезней по МКБ	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
	Все болезни в том числе:	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
I	Инфекционные и паразитарные болезни	0,7	2,1	2,2	1,5	1,4	1,1	0,7
II	Новообразования	0,4	0,7	1,1	1,2	1,3	1,6	1,8
III	Болезни эндокринной системы, расстройства питания, обмена веществ и иммунитета	1,4	1,8	3,7	7,6	6,4	5,9	6,7
IV	Болезни крови и кроветворных органов	1,4	0,6	0,3	0,3	0,2	0,3	0,6
V	Психические расстройства	13,2	13,1	7,9	7,4	7,6	8,9	10,7
VI	Болезни нервной системы и органов чувств	14,0	18,0	20,2	21,2	22,8	19,3	18,7
VII	Болезни органов кровообращения	5,7	5,3	6,0	7,4	8,3	9,2	11,6
VIII	Болезни органов дыхания	24,3	19,0	20,4	15,9	13,9	15,7	11,7
IX	Болезни органов пищеварения	16,6	18,7	17,2	17,8	20,0	19,5	19,6
X	Болезни мочеполовых органов	0,8	1,8	2,2	1,9	1,5	2,2	2,6
XI	Осложнения беременности, родов, послеродового периода	0,1	0,6	0,6	0,4	0,3	0,2	0,3
XII	Болезни кожи и подкожной клетчатки	2,0	3,7	3,2	2,5	2,4	2,0	1,5
XIII	Болезни костно-мышечной системы и соединительной ткани	4,9	7,3	8,3	9,0	9,6	10,6	11,0
XIV	Врожденные аномалии, пороки развития	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
XVI	Симптомы, неточно обозначенные состояния	0,7	1,0	0,1	0,5	0,5	0,6	0,5
XVII	Травмы и отравления	13,5	6,1	6,4	5,1	3,5	2,7	1,8



В 1986 г. число больных с установленным впервые в жизни диагнозом составило 958,9 на 1000 работающих. В 1987 г. наблюдается его снижение до 844,2, связанное, главным образом, с увольнением большого числа пострадавших в результате ликвидации аварии и значительным обновлением коллектива. В последующие годы наблюдается относительная стабилизация показателя с незначительными колебаниями, обусловленными разными уровнями заболеваемости острыми респираторными болезнями. Такая же тенденция характерна и для групп болезней, указанных в табл. 7 и 8.

Т а б л и ц а 7. Заболеваемость работающих в Зоне отчуждения с 1986 по 1992 г. (на 1000 работающих)

Но- мер клас- са по МКБ	Классы болезней по МКБ	Шифр по МКБ	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
	Число больных с установленным впервые в жизни диагнозом — всего	001—999	958,9	844,2	819,0	850,3	820,5	879,5	791,4
	Все болезни								
	В том числе:								
I	Инфекционные и паразитарные болезни	001—139	7,7	21,9	24,2	18,2	18,8	17,0	12,3
II	Новообразования	140—239	4,5	7,4	11,2	12,1	11,1	13,8	16,1
III	Болезни эндокринной системы	240—279	14,0	17,5	36,3	87,2	54,6	38,4	42,3
IV	Болезни крови и кроветворных органов	280—289	16,7	2,6	2,5	3,1	2,0	3,5	8,1
V	Психические расстройства	290—310	149,9	121,4	56,5	56,7	60,6	70,3	82,3
VI	Болезни нервной системы и органов чувств	320—389	61,4	97,7	97,3	89,5	95,5	69,8	76,7
VII	Болезни органов кровообращения	390—459	47,4	37,2	41,4	54,3	50,2	66,9	96,5
VIII	Болезни органов дыхания	460—519	269,5	196,1	219,3	184,6	164,6	221,9	154,7
IX	Болезни органов пищеварения	520—579	153,9	157,7	138,7	163,1	202,4	197,5	145,4
X	Болезни мочеполовых органов	580—620	5,0	13,3	17,4	16,8	12,3	22,9	23,9
XI	Осложнения беременности и родов	630—676	0,9	6,5	7,1	3,7	2,6	3,3	3,8
XII	Болезни кожи и подкожной клетчатки	680—709	20,3	39,5	33,9	28,5	28,6	24,7	18,0
XIII	Болезни костно-мышечной системы	710—739	40,2	61,8	62,6	65,0	61,5	73,9	68,9
XIV	Врожденные аномалии, пороки развития	740—759	1,3	0,2	0,5	1,3	0,6	0,5	0,3
XVI	Симптомы, неточно обозначенные состояния	780—799	3,6	1,9	5,9	5,8	7,5	8,0	8,8
XVII	Травмы и отравления	800—999	158,0	51,9	64,3	65,1	47,8	47,3	33,2

Т а б л и ц а 8. Заболеваемость работающих в Зоне отчуждения отдельными болезнями и группами болезней с 1986 по 1992 г. (на 1000 работающих)

№ п/п	Название болезней, класса болезней	Шифр по МКБ	Число больных с установленным впервые в жизни диагнозом						
			1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
1	Болезни щитовидной железы	240—246	9,0	7,7	27,1	64,6	37,5	22,5	26,2
2	Болезни крови и кроветворных органов	280—289	16,7	2,6	2,5	3,1	2,0	3,5	8,1
3	Невротические расстройства	300—306,9	124,6	96,8	44,8	45,1	49,2	64,6	77,5
4	Гипертоническая болезнь	401—404	15,4	12,3	9,7	10,9	13,3	15,3	22,8
5	Ишемическая болезнь сердца	410—414	15,8	9,5	8,7	14,6	13,5	19,3	23,6

№ п/п	Название болезней, класса болезней	Шифр по МКБ	Число больных с установленным впервые в жизни диагнозом						
			1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
6	Цереброваскулярные болезни	430—438	5,4	2,6	6,3	5,3	7,7	14,8	28,1
7	Острые респираторные заболевания	460—466	223,4	146,0	167,4	144,1	129,9	171,7	109,9
8	Другие болезни верхних дыхательных путей	470—478	29,4	36,8	22,1	21,4	18,0	19,9	16,6
9	Болезни периферической нервной системы	350—359	9,0	9,8	10,5	7,3	6,8	8,9	8,4
10	Болезни кожи и подкожной клетчатки	680—709	20,3	39,5	33,9	30,4	28,6	24,7	17,9
11	Болезни костно-мышечной системы	710—739	40,2	61,7	62,6	65,0	61,2	73,9	68,9
12	Злокачественные новообразования	140—208	0,9	1,4	2,1	1,3	0,9	0,34	2,4
13	Все болезни	001—999	958,9	844,2	819,0	850,3	820,3	879,5	791,4

В структуре заболеваемости первое место занимают болезни органов дыхания (19,6 %); на втором месте — болезни пищеварения (в 1992 г. 18,4 %); на третьем следуют болезни системы кровообращения (12,2 %); на четвертом — психические расстройства (10,4 % среди всех болезней) (табл. 9).

Т а б л и ц а 9. Структура заболеваемости среди работающих в Зоне отчуждения по классам болезней с 1986 по 1992 г. (в %)

Но- мер клас- са бо- лез- ней	Классы болезней	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
	Все болезни	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
I	Инфекционные и паразитарные болезни	0,8	2,6	2,9	2,1	2,3	1,9	1,6
II	Новообразования	0,5	0,9	1,4	1,4	1,4	1,6	2,0
III	Болезни эндокринной системы, расстройства питания, обмена веществ и иммунитета	1,5	2,1	4,4	9,7	6,7	4,4	5,3
IV	Болезни крови и кроветворных органов	1,7	0,3	0,3	0,4	0,2	0,4	1,0
V	Психические расстройства	15,6	14,4	6,9	6,7	7,4	8,0	10,4
VI	Болезни нервной системы и органов чувств	6,4	11,6	11,9	10,5	11,6	7,9	9,7
VII	Болезни органов кровообращения	4,9	4,4	5,0	6,4	6,1	7,6	12,2
VIII	Болезни органов дыхания	28,1	23,2	26,8	21,7	20,1	25,2	19,6
IX	Болезни органов пищеварения	16,0	18,7	16,9	19,2	24,7	22,5	18,4
X	Болезни мочеполовой системы	0,5	1,6	2,1	2,0	1,5	2,6	3,0
XI	Осложнения беременности, родов, послеродового периода	0,1	0,8	0,9	0,4	0,3	0,4	0,5
XII	Болезни кожи и подкожной клетчатки	2,1	4,7	4,1	3,4	3,5	2,8	2,3
XIII	Болезни костно-мышечной системы соединительной ткани	4,2	7,3	7,6	7,6	7,5	8,4	8,7
XIV	Врожденные аномалии, пороки развития	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05	0,04
XVI	Симптомы, неточно обозначенные	0,8	1,3	0,7	0,7	0,6	0,9	1,1
XVII	Травмы и отравления	16,7	6,0	8,0	7,7	6,0	5,35	4,1

Постоянное медицинское наблюдение за состоянием здоровья работающих в Зоне отчуждения позволило нам сопоставить состояние их здоровья с характером заболеваемости на протяжении всего времени наблюдения.

Начиная с 1987 г. наблюдается четко выраженная тенденция снижения числа лиц, признанных здоровыми при проведении медицинских осмотров от 56,7 на 100 осматриваемых в 1986 г. до 33,0 в 1992 г. Аналогичная тенденция отмечается во всех структурных подразделениях Зоны отчуждения (рис. 1).

Наименьшее число лиц с хроническими заболеваниями отмечалось в 1987 г. и составило в целом по Зоне отчуждения 9,5 на 100 осматриваемых, а к 1992 г. этот показатель увеличился более чем в три раза (30,7 на 100 осматриваемых), т. е. имеет место четко выраженная тенденция значительного увеличения хронических больных во всех структурных подразделениях Зоны (табл. 10).

Т а б л и ц а 10. Число лиц с хроническими заболеваниями, выявленные при прохождении периодического медицинского осмотра с 1986 по 1992 г. на 100 работающих

№ п/п	Название предприятия, учреждения	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
1	НПО «Припять»	18,1	6,9	8,1	13,6	18,7	25,3	32,3
2	ПО «Спецатом»	9,3	3,2	3,9	8,6	10,4	18,0	22,0
3	МНТЦ	8,3	3,4	2,4	5,9	11,4	14,7	26,2
4	Управление строительством	6,5	4,7	7,1	12,2	17,5	24,0	26,2
5	ПО «ЧАЭС»	51,8	45,8	48,3	41,1	43,9	42,2	41,4
6	Зона отчуждения в целом	23,3	9,5	9,6	13,8	18,2	24,4	30,7

В структуре работающих, получивших ту или иную дозу ионизирующего излучения, в основном представлены лица, доза облучения которых не превышает 5 бэр (81,8 %). Число лиц с дозой облучения 5 — 24 бэра составляет 13,6 %, 25 — 99 бэр — 3,7 %, 100 бэр и более — 0,82 % (рис. 2).

При анализе данных распространенности и заболеваемости лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более (табл. 11, 12), необходимо отметить следующее.

Т а б л и ц а 11. Уровень распространенности и заболеваемости отдельными болезнями и группами болезней у лиц, работающих в Зоне в целом, и у лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, в 1992 г. (на 1000 работающих)

Название болезни или группы болезней	Зарегистрировано болезней		Число лиц с установленным впервые в жизни диагнозом	
	в целом	при облучении 25 бэр и более	в целом	при облучении 25 бэр и более
Все болезни	2105,4	4940,7	791,4	932,2
В том числе:				
Злокачественные новообразования	2,6	—	2,4	—
Болезни щитовидной железы	86,9	144,1	26,2	25,4
Болезни крови и кроветворных органов	13,4	59,3	8,1	8,5
Невротические расстройства	214,0	805,1	77,5	101,7
Болезни периферической нервной системы	10,8	42,4	8,5	25,4
Гипертоническая болезнь	64,4	127,1	22,8	16,9
Ишемическая болезнь сердца	60,9	93,2	23,6	25,4
Цереброваскулярные болезни	45,3	245,8	28,1	50,8
Острые респираторные заболевания	110,4	118,6	110,4	118,6
Другие болезни верхних дыхательных путей	77,5	279,7	16,6	33,9
Болезни органов пищеварения	413,1	1245,8	145,6	178,0
Болезни мочеполовых органов	53,9	178,0	23,9	16,9

Т а б л и ц а 12. Уровень распространенности и заболеваемости отдельными болезнями и группами болезней у лиц, работающих в Зоне в целом, и у лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, в 1986 г. (на 1000 работающих)

Название болезни или группы болезней	Зарегистрировано всего		Число лиц с установленным впервые в жизни диагнозом	
	в целом	при облучении 25 бэр и более	в целом	при облучении 25 бэр и более
Все болезни	1190,1	1777,8	958,9	1471,1
В том числе:				
Злокачественные новообразования	0,9	—	0,9	—
Болезни щитовидной железы	9,5	—	9,0	—
Болезни крови и кроветворных органов	16,7	53,3	16,7	53,3
Невротические расстройства	128,7	280,0	124,6	271,1
Болезни периферической нервной системы	9,0	8,9	9,0	8,9
Гипертоническая болезнь	27,1	35,6	15,3	22,2
Ишемическая болезнь сердца	19,4	57,8	15,8	40,0
Цереброваскулярные болезни	5,4	8,9	5,4	8,9
Острые респираторные заболевания	224,8	302,2	224,8	302,2
Другие болезни верхних дыхательных путей	41,5	97,8	29,3	66,7
Болезни органов пищеварения	198,2	284,4	154,0	208,9
Болезни мочеполовых органов	9,9	13,3	5,0	4,4

Уровень распространенности всех болезней у данной категории лиц очень высокий и составляет в 1992 г. 4940,7 на 1000 этой категории наблюдения и в 2, 3 раза превышает уровень распространенности болезней среди работающих в Зоне в целом. По сравнению с уровнем 1986 г. наблюдается четкая тенденция к его росту как в целом, так и при всех болезнях, исключая травмы и несчастные случаи.

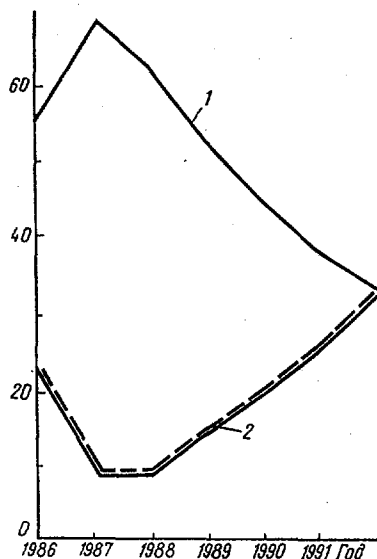


Рис. 1. Число лиц, признанных здоровыми (сплошная кривая), и лиц, имеющих хронические заболевания (штриховая кривая) с 1986 по 1992 г. (на 100 осматриваемых) по данным годового медицинского осмотра работающих в Зоне отчуждения

Число лиц, с установленным впервые в жизни диагнозом также выше, чем у работающих в Зоне в целом. В 1986 г. его уровень составил 1471 на 1000 лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более с последующим увеличением в 1987 г. до 2114,5 на 1000, что является самым высоким за все годы наблюдения этой группы работающих. В 1992 г. число лиц с установленным впервые в жизни диагнозом составило 932,2 на 1000 лиц этой категории и по сравнению с уровнем 1991 г. значительно снизилось, что, может быть, связано с направлением в 1991 г. для обследования значительного числа лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, в различные клинические институты и выявлением среди них новых заболеваний.

У лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, имеет место более высокий уровень распространенности болезней органов пищеварения, и он в три раза выше, чем среди работающих в Зоне в целом.

Распространенность болезней крови и кроветворных органов составила в 1986 г. у лиц этой категории наблюдения 53,3 на 1000, что в 3,2 раза выше, чем среди работающих в Зоне отчуждения, и по сравнению с уровнем 1986 г. увеличилась в 1,6 раза.

Распространенность невротических расстройств у лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, в 1992 г. в 3,5 раза выше, чем среди работающих в Зоне в целом, и составила 805,1 против 214,0 на 1000 работающих. Причем в структуре распространенности болезней они прочно занимают второе место за все годы наблюдения в отличие от структуры распространенности болезней у всех работающих, где эта форма патологии занимает в разные годы 4-е или 5-е ранговые места.

Более чем в 20 раз вырос уровень цереброваскулярных болезней и составил в 1992 г. 245,8 на 1000 лиц этой категории наблюдения, что почти в пять раз превышает аналогичный показатель среди работающих в Зоне отчуждения в целом.

Очень высокий уровень распространенности болезней верхних дыхательных путей. В 1986 г. он составил для лиц, работающих в Зоне отчуждения, в целом 41,5, а среди лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, 97,8 на 1000 этой категории наблюдения. В 1992 г. они составили соответственно 77,5 и 279,4.

В группе лиц, получивших 25 бэр и более, имеют место значительные различия по сравнению с работающими в Зоне в целом и выражены в первую очередь более высоким уровнем распространения всех болезней среди этой категории наблюдения. Структура болезненности их также отличается от таковой у лиц в зоне в целом и прежде всего значительной долей невротических расстройств, занимающих стабильно в ней второе место.

Изучая стойкую и временную нетрудоспособность работающих в Зоне отчуждения, необходимо отметить, что в настоящее время эти показатели принимают все более социально-направленный характер. Это с предоставлением существенных льгот определенным категориям лиц, что не может не отразиться на уровне анализируемых показателей.

В табл. 13 приведены основные причины временной нетрудоспособности в Зоне отчуждения с 1986 по 1992 г. Из приведенных данных следует, что главной причиной нетрудоспособности на протяжении этих лет являются болезни органов дыхания, однако доля их среди всех трудопотерь с каждым годом уменьшается за счет увеличения их от других причин. Структура трудопотерь свидетельствует также о том, что в ней произошли изменения, связанные с изменением общей заболеваемости и накоплением хронических больных среди работающих в Зоне. Если процент трудопотерь от болезней системы кровообращения в 1986 г. составлял 4,3 %, то в 1992 г. — 13,2 %.

Т а б л и ц а 13. Основные причины нетрудоспособности работающих в Зоне отчуждения с 1986 по 1992 г., %

Годы	Доля нетрудоспособности по классам болезней МКБ						
	Болезни органов дыхания	Невротические расстройства	Травмы и отравления	Болезни органов пищеварения	Болезни костно-мышечной системы и соединительной ткани	Болезни системы кровообращения	Всего от данных причин
1986	47,8	17,4	12,9	8,6	4,1	4,3	95,1
1987	43,7	12,2	7,7	12,0	9,3	5,9	90,8
1988	55,2	5,3	6,7	8,1	10,8	4,5	90,6
1989	44,5	6,4	9,8	9,5	11,4	7,2	88,8
1990	46,5	6,0	9,0	8,7	12,0	6,3	88,5
1991	45,4	9,0	7,4	8,6	11,7	8,9	91,0
1992	37,2	9,8	6,9	9,9	13,2	13,1	90,1

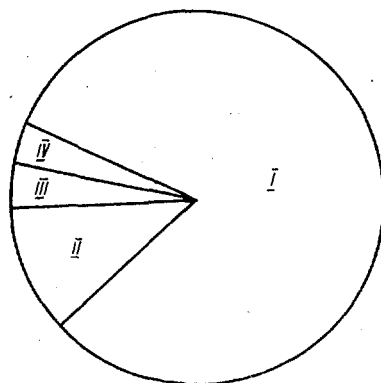


Рис. 2. Распределение лиц, работающих в Зоне отчуждения, по полученной дозе облучения:

I — до 5 бэр; II — 5 — 24; III — 25 — 94; IV — 100 бэр и более

По болезням костно-мышечной системы и соединительной ткани он увеличился от 4,1 % до 13,2 %, т. е. более чем в три раза.

Наметившееся в 1988 г. снижение трудопотерь при невротических расстройствах в последующие годы имеет тенденцию к ее увеличению.

Вследствие относительно небольшого для статистического наблюдения числа первично признанных инвалидами и относительно стабильной численности работающих в Зоне приведем здесь их абсолютные величины (табл. 14).

Т а б л и ц а 14. Первичный выход на инвалидность в целом по Зоне отчуждения

Первично признаны инвалидами	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Всего	160	14	22	17	40	101	148
В том числе:							
I группы	2	1	2	1	—	3	5
II группы	15	9	12	11	22	46	94
III группы	43	4	8	5	18	52	49
На 10 000 работающих	48,0	11,2	17,6	13,6	32,0	80,8	118,4

Данные свидетельствуют об увеличении числа лиц, впервые признанных инвалидами (высокий уровень в 1991 — 1992 гг.).

Структура причин инвалидности 1986 г. и 1992 г. отличается между собой. Если в 1986 г. главной причиной инвалидности была лучевая болезнь, то в 1992 г. основными причинами инвалидности явились болезни системы кровообращения — 39,2 % (26,4 % невротические расстройства и в 13 % злокачественные новообразования).

Изучение смертности среди работающих в Зоне отчуждения для медсанчасти представляет определенные трудности, так как информацию о смерти мы получаем из отдела кадров того предприятия, где работал умерший. Сведения эти неполны, а иногда вовсе отсутствует причина, приведшая к смертельному исходу, или вместо заболевания указывается механизм смерти, как, например: острая коронарная недостаточность и т. п. Смерть же, являясь заключительным актом, требует глубокого и всестороннего изучения изменений, происшедших в организме человека, проработавшего определенное время в условиях ионизирующего излучения.

Данные, характеризующие уровень смертности среди работающих в Зоне отчуждения, которыми располагает медсанчасть, предоставлены ниже:

Смертность среди работающих в Зоне отчуждения на 1000 чел.

1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
3,4	2,66	6,5	3,5	3,8	2,9	5,4

Колебания показателя в разные годы связаны с небольшим статистическим числом наблюдений. Примененный нами метод скользящей средней позволил нам сделать вывод об относительно стабильном его уровне на протяжении времени наблюдения.

Наше исследование не претендует на исчерпывающее освещение проблем, связанных с изучением здоровья работающих в Зоне отчуждения. Его цель — показать в количественном выражении различия в показателях здоровья отдельных групп работающих, которые отличаются между собой длительностью работы в Зоне отчуждения, полученной дозой и др.

Необходимо иметь в виду, что сами по себе статистические данные ничего не объясняют, а служат в качестве «санитарной диагностики», требующей выяснения причин, установленных статистикой закономерностей. Результаты данной работы могут явиться основой для проведения углубленных клинико-статистических исследований.

**Выводы.** Для всех групп болезней характерна тенденция роста уровня заболеваемости с незначительными колебаниями в разные годы.

Наблюдается увеличение хронических больных среди работающих в Зоне отчуждения.

В структуре распространенности первое место занимают болезни систе-

мы пищеварения; второе — болезни нервной системы и органов чувств, третье место делят болезни органов дыхания, кровообращения и психические расстройства.

Показатели распространенности и заболеваемости лиц, получивших дозу облучения 25 бэр и более, очень высоки, превышают уровень распространенности болезней в целом среди работающих в Зоне отчуждения в 2,3 раза.

1. Мерков А. М., Поляков Л. Е. Санитарная статистика. — М.: Медицина. — 1974. — 386 с.
2. Александровский Ю. А. Экологические катастрофы и психическое здоровье // Сов. медицина. — 1991. — № 12. — С. 3.

Медико-санитарная часть № 1, Киев  
Центр медико-санитарной части № 5  
Министерства здравоохранения Украины, Киев



UA9700083

УДК 614.7:539.1.04

11A9700083

А. К. Сухоручкин, В. И. Марченко

## ОТНОСИТЕЛЬНАЯ РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ЗНАЧИМОСТЬ АМЕРИЦИЯ-241 И ДРУГИХ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА

На основании действующих норм радиационной безопасности исследована динамика значимости отдельных радионуклидов (РН) чернобыльского выброса. Несмотря на накопление америция-241, суммарное радиационное воздействие смеси РН не увеличивается. Представлены оценки интегрального ущерба от долгоживущих РН аварийного выброса за все время их существования.

Динамика радионуклидного состава продуктов аварийного выброса ЧАЭС во многом определяет приоритеты в прикладных радиобиологических и радиозоологических исследованиях и задачах радиационной защиты.

В ряду долгоживущих РН чернобыльского выброса особое место занимает америций-241 — его содержание в настоящее время не уменьшается, а напротив, возрастает. В смеси изотопов реакторного плутония основная часть (до 98 %) активности обусловлена плутонием-241, бета-распад которого и приводит к образованию более радиотоксичного альфа-излучающего америция-241.

Эти обстоятельства учитываются при оценке доз и установлении допустимых уровней загрязнения окружающей среды [1, 2].

Активность америция-241 в продуктах выброса изменяется во времени в соответствии с известными уравнениями кинетики [3]:

$$A_2 = \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} [\exp(-\lambda_1 t) - \exp(-\lambda_2 t)] A_{01} + A_{02} \exp(-\lambda_2 t), \quad (1)$$

где  $A_2$  — активность америция-241 через время  $t$  после остановки реактора, Ки;  $A_{01}$ ,  $A_{02}$  — активность в момент остановки реактора соответственно плутония-241 и америция-241, Ки;  $\lambda_1$ ,  $\lambda_2$  — постоянные распада соответственно плутония-241 и америция-241, 1/год.

Заметное накопление америция-241 обусловлено значительным исходным запасом  $A_{01}$  плутония-241 и длительным периодом полураспада дочернего америция-241. Активность последнего достигает своего максимального значения через 73 г. после остановки реактора.

Трансурановые РН чернобыльского происхождения преимущественно ассоциированы с частицами выброшенного топлива, радионуклидный состав которого известен [4]. Следовательно, при рутинном контроле радиоактивного загрязнения почвы и воздуха нет необходимости измерять содержание каждого трансуранового РН в отдельности — достаточно определить, например, содержание изотопов плутония-239,240, а вклад прочих трансурановых РН оценивается исходя из состава топлива в данный момент времени.

С течением времени деструкция частиц чернобыльских выпадений в почве и в донных отложениях может привести к частичному выходу америция-241 из топливной матрицы и к миграции последнего по водным и пищевым це-

пям независимо от других трансурановых нуклидов. Поэтому целесообразно периодически определять реальное содержание америция-241 в различных компонентах природной среды.

**Лабораторные измерения америция-241.** Радиохимические и альфа-спектрометрические исследования топливных частиц, извлеченных из проб различных объектов внешней среды, подтверждают наличие америция-241 и динамику его накопления. В табл. 1 представлены результаты измерений, выполненных в УДК НПО «Припять».

Т а б л и ц а 1. Содержание РН, Бк, в топливных частицах, извлеченных из проб различных объектов зоны отчуждения ЧАЭС

Шифр пробы	Дата измерения	Альфа-излучатели					Гамма-излучатели					Бета-излучатели	
		<sup>239</sup> Pu, <sup>240</sup> Pu	<sup>238</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>244</sup> Cm	<sup>242</sup> Cm	<sup>144</sup> Ce	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>90</sup> Sr	<sup>241</sup> Pu*	
Почва 5-км зоны													
24	07.05.88	7,50	2,14	3,68	0,58	4,25	9259	255	963	1222	407	—	
12	10.05.88	3,50	1,74	1,21	0,30	2,42	1333	70	233	59	248	—	
37	11.05.88	8,76	4,40	2,80	0,73	4,87	1778	78	322	85	256	—	
37	30.11.89	8,76	4,40	3,94	0,50	0,43	—	—	—	—	—	525	
87	15.12.88	3,40	1,38	1,03	0,22	0,72	1111	21	122	11	556	—	
87	30.11.89	3,40	1,38	1,46	0,193	0,159	—	—	—	—	—	330	
Воздух в с. Мнев (регион г. Славутич)													
5010	13.12.88	0,62	0,47	0,16	0,10	0,15	89	1	6	—	—	—	
Донные отложения из пруда-охладителя ЧАЭС													
5 — 1	11.01.89	3,32	0,91	0,98	0,10	0,22	889	< 2	2	< 4	230	—	
13 — 1	12.01.89	0,76	0,25	0,22	<0,03	0,09	200	0,6	5	24	31	—	
6 — 2	06.03.89	2,83	2,66	1,41	0,83	0,94	480	78	300	< 27	300	—	
13 — 2	05.03.89	3,41	2,26	0,84	0,35	0,63	556	< 2	8	< 10	370	—	

\* Оценка по <sup>241</sup>Am на 26.04.86.

Первые три результата относятся к моменту времени 2 года после аварии. Среднее по трем пробам содержание америция-241 в группе альфа-излучающих РН составляет 16 %, аналогичная величина, осредненная по всей топливной массе, — 12 % [4].

Содержание плутония-241, прямые измерения которого затруднены вследствие низкой энергии бета-частиц, оценено здесь по содержанию америция-241 в два последовательных момента времени и с использованием представленного выше уравнения кинетики. Отношение активности плутония-241 к суммарной активности альфа-излучающих изотопов плутония в момент остановки реактора составляет 40 (по пробе 37), 69 (по пробе 87) и 56 (по данным [4]).

Как видно, результаты измерений топливных частиц выпадений вполне согласуются с осредненными данными по топливу IV энергоблока ЧАЭС.

**Относительная радиационно-гигиеническая значимость РН.** Уровень *B* радиационного воздействия на организм человека при внутреннем облучении оценивается по отношению

$$B = \Pi / \text{ПГП}, \quad (2)$$

где  $\Pi$  — реальное годовое поступление РН в организм; ПГП — предел годового поступления, установленный для данного РН [5].

В обычных условиях  $B \ll 1$ ; значения  $B > 1$  свидетельствуют о нарушении норм радиационной безопасности [5].

При облучении группы людей или популяции в целом средний уровень радиационного воздействия характеризуется аналогичным критерием:

$$B = \frac{1}{\text{ПГП}} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \Pi_i, \quad (3)$$



где  $N$  — число облучаемых лиц.

Кумулятивное (суммарное по популяции) поступление РН пропорционально его активности  $A$ , присутствующей в биосфере:

$$\sum_{i=1}^N P_i = kA. \quad (4)$$

Численное значение коэффициента  $k$  определяется процессами миграции РН по ингаляционным или пищевым цепям.

Радиационно-гигиеническую значимость двух РН можно сравнивать по отношению их уровней  $B$  радиационного воздействия  $R_{ij} = B_i/B_j$ . Из (3) и (4) следует

$$R_{ij} = \frac{k_i A_i \text{ДК}_{Бj}}{k_j A_j \text{ДК}_{Бi}}. \quad (5)$$

Здесь  $\text{ДК}_Б$  — допустимая концентрация РН в питьевой воде или в атмосферном воздухе (в зависимости от рассматриваемого пути поступления); индексы  $i, j$  указывают на принадлежность параметра конкретному РН.

Радиационно-гигиеническая значимость (далее по тексту — значимость) оценивается на основании принятых нормативов (дозовые пределы, пределы поступления и т. п.) и отражает реальное радиобиологическое воздействие в той же мере, в какой последнее отражено в этих нормативах.

Выражение (5) значительно упрощается, если предположить, что коэффициенты  $k_i$  ( $i = 1, 2, \dots$ ) одинаковы для всех РН:

$$R_{ij} = (A_i \text{ДК}_{Бj}) / (A_j \text{ДК}_{Бi}). \quad (6)$$

Такое предположение вполне обосновано только для той части активности РН, которая заключена в состав топливных частиц аварийного выброса, и подтверждается для случая ингаляционного поступления в ближней зоне ЧАЭС.

Об этом свидетельствует значительное сходство в относительном содержании долгоживущих РН в струе выброса (данные [6] приведены к 1993 г.) и в воздухе 5-км зоны (среднегодовые значения 1993 г.), %:

	Выброс	Воздух
$^{90}\text{Sr}$		16,9
$^{106}\text{Ru}$		1,2
$^{130}\text{Cs}$		4,3
$^{137}\text{Cs}$		77,0
$^{144}\text{Ce}$		0,4
$^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$		0,2
		23
		1,7
		3,5
		70,1
		1,4
		0,3

Для случая перорального поступления РН предположение о равенстве коэффициентов весьма приблизительно, однако позволяет простыми средствами получить верхнюю максимальную оценку значимости америция-241 на обозримые (менее 100 лет) промежутки времени и минимальную оценку его относительной значимости в отдаленные времена. Это поясняется тем обстоятельством, что по растворимости и миграционной способности америций-241 занимает промежуточное положение между конкурирующими РН: высокоподвижным и относительно короткоживущим стронцием-90 и слабоподвижным долгоживущим плутонием-239, 240.

Значимость  $i$ -го РН может также сравниваться с общей значимостью смеси всех РН:

$$R_{\text{см}} = (A_i \text{ДК}_{Б\text{см}}) / (A_{\text{см}} \text{ДК}_{Бi}), \quad (7)$$

где  $A_{\text{см}}$  — суммарная активность смеси РН;  $\text{ДК}_{Бi}$  — допустимая концентрация смеси РН.

$\text{ДК}_{Б\text{см}}$  смеси РН рассчитывается по известной формуле из НРБ-76/87 [5]:

$$\text{ДК}_{Б\text{см}} = 100 / \sum_j (p_j / \text{ДК}_{Бj}), \quad (8)$$

где  $p_j$  — относительное содержание в смеси активности  $j$ -го РН, %.

Динамика радионуклидного состава и относительной значимости РН.

Первоначально роль америция-241 в формировании дозовых нагрузок в зоне аварийного выброса ЧАЭС была незначительной. В табл. 2 представлены основные радиационно-гигиенические параметры долгоживущих РН чернобыльского выброса. Здесь индекс воздействия характеризует относительную значимость  $j$ -го нуклида при вдыхании или заглатывании по сравнению со значимостью наиболее распространенного цезия-137. Видно, что в группе долгоживущих РН основной вклад в дозу вносят при ингаляционном поступлении трансурановые РН, при пероральном — стронций-90. Эти данные относятся к моменту выброса. Поскольку состав смеси РН с течением времени изменяется вследствие процессов распада и накопления, то изменяются и значимость всей смеси, и относительный вклад каждого из РН.

Т а б л и ц а 2. Радиационно-гигиенические параметры долгоживущих РН аварийного выброса ЧАЭС

Радионуклид	$T_{1/2}$ , лет	Выброс, кКи [6]	ДК <sub>Б</sub> , Ки/л		Индекс воздействия	
			Воздух 1,0 (—17)	Вода, 0(—10)	Вдыхание	Заглатывание
<sup>137</sup> Cs	30	1000	49000	150	1,0	1,0
<sup>90</sup> Sr	29,1	220	4000	4	2,7	8,3
<sup>238</sup> Pu	87,7	0,8	3,3	25	11,9	0,005
<sup>239</sup> Pu	24065	0,7	3,0	22	11,4	0,005
<sup>240</sup> Pu	6537	1,0	3,0	22	16,3	0,007
<sup>241</sup> Pu	14,4	140	160	1100	42,9	0,017
<sup>241</sup> Am	433	0,1	10	19	0,5	0,0008
<sup>242</sup> Cm	0,45	21	200	120	5,1	0,025

П р и м е ч а н и я. Выброс америция-241 оценен по данным работы [4]. Индекс воздействия  $R$  рассчитан по выражению  $R = \frac{\text{выброс } j\text{-го РН}}{\text{ДКБ } j\text{-го РН}} \cdot \frac{\text{ДКБ цезия - 137}}{\text{Выброс цезия - 137}}$

В табл. 3 — 8 представлены расчеты некоторых параметров, характеризующих продукты выброса в различные моменты времени после аварии. При этом использованы сведения по содержанию в выбросе радионуклидов <sup>89</sup>Sr, <sup>90</sup>Sr, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>103</sup>Ru, <sup>106</sup>Ru, <sup>131</sup>I, <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>140</sup>Ba, <sup>140</sup>La, <sup>141</sup>Ce, <sup>144</sup>Ce, <sup>238</sup>Pu, <sup>239</sup>Pu, <sup>240</sup>Pu, <sup>241</sup>Pu, <sup>241</sup>Am, <sup>242</sup>Cm, <sup>244</sup>Cm и их суммы [6]. Для более компактного представления информации в таблицах приведены данные по наиболее важным в настоящее время и в будущем РН.

Т а б л и ц а 3. Активность продуктов выброса, кКи, в различные моменты времени после аварии

Радионуклид	Время выдержки, лет								
	0	7	10	15	25	50	75	100	500
<sup>90</sup> Sr	220	186	173	154	121	66,9	36,9	20,4	0,001
<sup>137</sup> Cs	1000	851	794	707	561	315	177	99,2	0,010
<sup>238</sup> Pu	0,800	0,757	0,739	0,711	0,657	0,539	0,442	0,363	0,15
<sup>239</sup> Pu	0,700	0,700	0,700	0,700	0,699	0,699	0,698	0,698	0,690
<sup>240</sup> Pu	1,000	0,999	0,999	0,998	0,997	0,995	0,992	0,989	0,948
<sup>241</sup> Pu	140	100	86,5	68,0	42,0	12,6	3,79	1,14	0
<sup>241</sup> Am	0,110	1,43	1,87	2,47	3,29	4,11	4,24	4,16	2,21
Сумма	1363	1141	1058	934	730	401	224	127	3,87
Сумма общая*	37884	1206	1077	937	730	401	224	127	3,87

\* Учтены также короткоживущие РН, отсутствующие в таблице.

Из данных табл. 3 следует, что через 75 лет после аварии валовое содержание америция-241 в зоне влияния аварийного выброса ЧАЭС достигнет 4240 Ки. При этом активность америция-241 превысит суммарную активность альфа-излучающих изотопов плутония в два раза. Через 500 лет активность америция-241 будет составлять 57 % суммарной активности оставшихся РН (табл. 4).

Т а б л и ц а 4. Вклад РН в суммарную активность смеси, %, и допустимая концентрация смеси РН

Радионуклид	Время выдержки, лет								
	0	7	10	15	25	50	75	100	500
<sup>90</sup> Sr	0,58	15,4	16,1	16,4	16,6	16,7	16,5	16,0	0,03
<sup>147</sup> Cs	2,6	70,5	73,7	75,4	76,8	78,6	74,0	78,2	0,3
<sup>238</sup> Pu	0,002	0,06	0,07	0,08	0,09	0,13	0,20	0,29	0,39
<sup>239</sup> Pu	0,002	0,06	0,06	0,07	0,1	0,17	0,31	0,55	17,8
<sup>240</sup> Pu	0,003	0,08	0,09	0,11	0,14	0,24	0,44	0,78	24,5
<sup>241</sup> Pu	0,4	8,3	8,0	7,3	5,8	3,14	1,7	0,90	0,0
<sup>241</sup> Am	0,0003	0,12	0,17	0,26	0,45	1,0	1,9	3,3	57,1
ДКБ в воздухе, фКи/л	140	7,4	6,8	6,2	5,2	3,2	1,9	1,2	0,05
ДКБ в воде, нКи/л	4,2	2,3	2,2	2,15	2,1	2,1	2,1	2,1	2,0

Примечание. 1 фКи =  $10^{-15}$  Ки; 1 нКи =  $10^{-9}$  Ки. При расчете ДКБ использован полный нуклидный состав.

Со временем ДКБ смеси уменьшается и в пределе приближается к допустимой концентрации наиболее долгоживущего РН — плутония-239.

При ингаляционном поступлении смеси РН вклад америция-241 в суммарное радиационное воздействие вдыхаемого воздуха в настоящее время составляет 9 — 12 %, в период 75 — 500 лет после аварии этот вклад будет удерживаться на максимальном уровне в 35 — 37 % (табл. 5).

Т а б л и ц а 5. Вклад РН в суммарное радиационное воздействие, %, в случае ингаляционного поступления смеси РН

Радионуклид	Время выдержки, лет								
	0	7	10	15	25	50	75	100	500
<sup>90</sup> Sr	2	3	3	3	2	1	1	0	0
<sup>137</sup> Cs	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<sup>238</sup> Pu	9	14	14	14	14	13	12	10	1
<sup>239</sup> Pu	9	14	15	15	17	19	20	21	30
<sup>240</sup> Pu	12	20	21	22	24	27	29	30	41
<sup>241</sup> Pu	32	38	34	28	19	6	2	1	0
<sup>241</sup> Am	0	9	12	16	23	33	37	38	29
Сумма	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Примечание. Вклад  $S$  радионуклида рассчитан по формуле

$$S = 100 \frac{\text{Активность } i\text{-го нуклида}}{\text{ДКБ в воздухе}} \frac{\text{ДКБ смеси в воздухе}}{\text{Активность смеси}}$$

При пероральном поступлении смеси РН вклад америция-241 в суммарное радиационное воздействие в настоящее время совершенно незначителен. Через 100 лет после аварии он достигнет 4 % и через 500 лет (т. е. после распада <sup>90</sup>Sr) — 61 %; в дальнейшем этот вклад будет уменьшаться (табл. 6).

Т а б л и ц а 6. Вклад РН в суммарное радиационное воздействие, %, в случае перорального поступления смеси РН

Радионуклид	Время выдержки, лет								
	0	7	10	15	25	50	75	100	500
<sup>90</sup> Sr	6	88	88	88	88	87	86	84	0
<sup>137</sup> Cs	1	11	11	11	11	11	11	11	0
<sup>238</sup> Pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>239</sup> Pu	0	0	0	0	0	0	0	1	16
<sup>240</sup> Pu	0	0	0	0	0	0	0	1	22
<sup>241</sup> Pu	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>241</sup> Am	0	0	0	0	1	1	2	4	61
Сумма	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Примечание. Вклад  $S$  радионуклида рассчитан по формуле

$$S = 100 \frac{\text{Активность } j\text{-го нуклида}}{\text{ДКБ в воде}} \frac{\text{ДКБ смеси в воде}}{\text{Активность смеси}}$$

При расчетах по формулам вида (6) — (8), результаты которых представлены в табл. 2, 4 — 6, использованы значения ДК<sub>б</sub> по действующим в настоящее время нормам радиационной безопасности [5]. В будущем возможен переход на стандарты радиационной безопасности, соответствующие рекомендациям Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) [7]. В этих рекомендациях роль америция-241 сравнительно с другими РН оценивается выше, чем в НРБ-76/87. Так, в случае заглатывания РН предел годового поступления (ПГП) америция-241 в 20 раз ниже, чем ПГП стронция-90, при вдыхании РН ПГП америция-241 установлен на уровне ПГП плутония-239. Поэтому можно ожидать, что при использовании рекомендаций МКРЗ [7] эффект накопления америция-241 окажется более значительным, чем при действующих нормативах [5]. Ниже существенные характеристики смеси РН рассматриваются в обеих системах нормирования.

С течением времени изменяется не только вклад каждого РН в суммарное радиационное воздействие, но и величина этого воздействия. В табл. 7 показана динамика значимости продуктов выброса по отношению к первоначальной значимости. Резкое снижение в первый год обусловлено распадом короткоживущих РН иода-131, стронция-89 и т. п. Важно, что, несмотря на накопление америция-241, суммарная значимость смеси РН не увеличивается и в последующие годы — сказывается распад стронция-90, цезия-137, плутония-241, а в отдаленные времена и плутония-238.

Т а б л и ц а 7. Динамика относительной радиационно-гигиенической значимости (ОРЗ) суммарной активности продуктов аварийного выброса ЧАЭС при использовании нормативов НРБ-76/87 [5] и МКРЗ [7]

Путь поступления	Система нормативов	Время выдержки, лет									
		0	1	7	10	15	25	50	75	100	500
Вдыхание	[5]	1	0,69	0,60	0,59	0,56	0,52	0,46	0,42	0,40	0,29
	[7]	1	0,55	0,39	0,40	0,41	0,42	0,42	0,40	0,38	0,23
Заглатывание	[5]	1	0,089	0,059	0,054	0,048	0,038	0,021	0,012	0,0067	0,00021
	[7]	1	0,178	0,089	0,082	0,080	0,062	0,041	0,028	0,021	0,007

П р и м е ч а н и е. ОРЗ — относительная радиационно-гигиеническая значимость в текущий момент времени по отношению к этой значимости в начальный момент времени:  $ОРЗ = (A_{см}/ДК_{Бсм}) / (A_{см0}/ДК_{Бсм0})$ , где  $A_{см}$  и  $A_{см0}$  — суммарная активность выброшенных продуктов соответственно в момент времени  $t$  и в начальный момент;  $ДК_{Бсм}$  и  $ДК_{Бсм0}$  — допустимая концентрация смеси РН в момент времени  $t$  и в начальный момент, ОРЗ численно равна отношению объема (воды или воздуха), потенциально загрязняемого до уровня ДК<sub>б</sub> в текущий момент времени, к такому же объему в начальный момент.

При использовании в оценках рекомендаций МКРЗ [7] значимость смеси остается постоянной на интервале 7 — 100 лет для случая ингаляционного поступления (см. табл. 7).

Обращает внимание существенное различие в динамике величин для ингаляционного и перорального поступлений. Несмотря на высокую через длительные времена (500 лет) относительную значимость америция-241 в пероральном поступлении (см. табл. 6), доза от заглатывания РН будет в это время в десятки — сотни раз ниже современной пероральной дозы (см. табл. 7).

В период максимальной активности америция-241 (2036 — 2086 гг.) его значимость при ингаляционном поступлении может составлять 25 — 65 % современной значимости смеси нуклидов и 0,4 — 10 % при пероральном поступлении (табл. 8).

Таким образом, америций-241 дает существенный вклад в ингаляционное облучение, может быть замечен в случае перорального облучения (при использовании нормативов МКРЗ [7]), но не увеличивает суммарного радиационного воздействия смеси РН ни на одном из временных интервалов.

Относительный интегральный ущерб от долгоживущих РН. Представленные выше результаты и выводы о значимости отдельных РН и их смеси основаны на принятых нормативах [5, 7] годового поступления (или допустимой концентрации) РН и поэтому относятся к радиационному состоянию в каждый конкретный момент времени к каждому отдельно взятому поколе-

Т а б л и ц а 8. Значимость америция-241 в различные моменты времени по сравнению с суммарной значимостью смеси РН, %, в 1993 г. при использовании нормативов НРБ-76/87 [5] и МКРЗ [7]

Путь поступления	Система нормативов	1993	1996	2001	2011	2036	2061	2086	2486
Вдыхание	[5]	8,7	11,4	15,1	20,1	25,1	25,9	25,4	23,5
	[7]	22,1	28,8	38,0	50,6	63,3	65,3	64,0	34,1
Заглатывание	[5]	0,14	0,19	0,24	0,32	0,41	0,42	0,41	0,22
	[7]	3,5	4,5	5,6	8,0	10,0	10,3	10,1	5,4

П р и м е ч а н и е. Значимость  $S$  рассчитана по формуле  $S=100(A_2/ДКБ_2)(A_{см}/ДКБ_{см})$ , где  $A_2$  — активность америция-241 в момент времени  $t$ ;  $A_{см}$  — суммарная активность смеси РН в 1993 г.;  $ДКБ_2$  — допустимая концентрация америция-241;  $ДКБ_{см}$  — допустимая концентрация смеси РН в 1993 г.

нию людей. Годовые пределы поступления установлены на таких низких уровнях, что если они не превышаются, то для целей радиационной защиты не требуется учитывать облучение ни в предыдущие, ни в последующие годы. Для радиозоологических целей, для оценки ущерба природной среде или человечеству в целом на протяжении многих поколений такой подход может оказаться недостаточным, поскольку не учитывает различную длительность облучения или длительность загрязнения природной среды тем или иным РН. Ясно, например, что равные количества плутония-239 и плутония-240, т. е. изотопов, имеющих тождественные химические свойства и сходные параметры ионизирующего излучения, одинаково опасны для каждого конкретного человека, однако для человечества в целом плутоний-239 более вреден, поскольку период его полураспада продолжительнее почти в четыре раза.

Годовой ущерб  $d_j$  от присутствия в биосфере  $j$ -го радионуклида можно оценить величиной

$$d_j = A_j / \text{ПГП}_j, \quad (9)$$

где  $A_j$  — активность  $j$ -го радионуклида в данном году.

Величина  $d_j$  равна максимальному числу лиц, для которых имеется потенциальная возможность поступления РН на уровне ПГП. Это не реальная, а условная величина, и использовать ее допустимо только в сравнительных оценках. Интегрируя (9) по полубесконечному  $(0, \infty)$  интервалу времени, получаем величину общего ущерба  $D_j$  от  $j$ -го нуклида за все время его существования:

$$D_j = A_{0j} / \text{ПГП}_j \lambda_j,$$

где  $A_{0j}$  — исходная активность  $j$ -го нуклида;  $\lambda_j$  — постоянная распада.

Как следует из уравнения кинетики (1), аналогичное выражение для америция-241 будет иметь вид

$$D_2 = \frac{1}{\text{ПГП}_2} \left( \frac{A_{01}}{\lambda_1} + \frac{A_{02}}{\lambda_2} \right),$$

где  $\text{ПГП}_2$  — предел годового поступления америция-241; остальные обозначения заимствованы из (1).

Отношение вида  $Q = D_j / D_2$  позволяет сравнить интегральные ущербы от  $j$ -го нуклида и америция-241.

Т а б л и ц а 9. Относительный интегральный ущерб  $Q$  от долгоживущих РН чернобыльского выброса

Радионуклид	Система нормативов			
	НРБ-76/87 [5]		МКРЗ [7]	
	Вдыхание	Заглатывание	Вдыхание	Заглатывание
$^{90}\text{Sr}$	0,008	14,8	0,015	0,15
$^{137}\text{Cs}$	0,003	1,84	0,002	0,44
$^{238}\text{Pu}$	0,103	0,026	0,034	0,025
$^{239}\text{Pu}$	26,8	6,96	7,9	6,0
$^{240}\text{Pu}$	10,5	2,74	3,1	2,4
$^{241}\text{Pu}$	0,061	0,017	0,015	0,015
$^{241}\text{Am}$	1,0	1,0	1,0	1,0

Результаты такого сравнения представлены в табл. 9. Видно, что при ингаляционном поступлении наибольший интегральный ущерб способны нанести изотопы плутония-239,240; при пероральном поступлении высоко оценивается в системе нормативов НРБ-76/87 [5] также ущерб от стронция-90. Вклад америция-241 в интегральный ущерб, обусловленный смесью всех РН, составляет (в зависимости от системы нормативов) 3 — 8 % при ингаляционном поступлении и 4 — 10 % при пероральном поступлении.

**Вывод.** Бета-излучающий плутоний-241 и его дочерний продукт — альфа-излучающий америций-241 вносят значительный (до 50 %) вклад в ингаляционную дозу. Присутствие этих РН в воздухе необходимо контролировать прямыми и расчетными методами.

Накопление америция-241 снижает темп самоочищения природной среды, но не приводит к усилению радиационного воздействия по сравнению с существующим в зоне ЧАЭС в настоящее время.

На радиационно-гигиенические оценки влияет выбор концепции ограничения дозы. Концепция эффективной эквивалентной дозы МКРЗ [7] отводит стронцию-90 меньшую, а америцию-241 большую роль в формировании нормируемой дозовой величины, чем концепция критических органов НРБ-76/87 [5].

В гипотетическом случае полного растворения РН объем воды, загрязняемой стронцием-90 и цезием-137 до уровня ДК<sub>Б</sub> по НРБ-76/87, в 300 раз больше соответствующего объема, потенциально загрязняемого америцием-241; при использовании рекомендаций МКРЗ [7] отношение этих объемов оценивается как 10 : 1. В любом случае теоретически предполагаемые смыв и растворение америция-241 не создадут в будущем радиационную ситуацию более серьезную, чем существующая.

В течение ближайших ста лет радиационно-гигиеническая значимость смеси РН при ингаляционном поступлении практически не изменится: для перорального поступления она снизится в 4 — 8 раз в зависимости от принятой системы нормирования. Значительный вклад америция-241 в ингаляционную дозу и заметный в будущем относительный вклад (при использовании нормативов МКРЗ) в пероральную дозу предполагает дополнительное изучение параметров миграции этого РН по ингаляционным, водным и пищевым цепям, совершенствование мониторинга в целом.

Мониторинг америция-241 необходим при контроле ингаляционного облучения и весьма полезен в водных объектах как индикатор состояния локализованных или рассеянных радиоактивных отходов.

По мере распада гамма-излучающих изотопов цезия-134, 137 и накопления америция-241 пик характеристического гамма-излучения последнего в области 59 кэВ будет просматриваться на современной высокоточной спектрометрической аппаратуре все более явно. Это обстоятельство позволит со временем упростить процедуру контроля трансурановых нуклидов.

Интегральный за все время существования радиобиологический и радиоэкологический ущерб от америция-241 может составлять 3 — 10 % от общего ущерба, обусловленного всеми долгоживущими РН чернобыльского выброса.

Авторы благодарят А. В. Ковалева за предоставленные результаты лабораторных исследований топливных частиц.

1. Булдаков Л. А., Гусев Д. И., Гусев Н. Г. и др. Радиационная безопасность в атомной энергетике / Под ред. А. И. Бурназяна. — М.: Атомиздат, 1981. — 120 с.
2. Сухоручкин А. К., Казаков С. В. Использование основных принципов нормирования в практике дозиметрического контроля в зоне аварийного выброса ЧАЭС // Чернобыль-90; Докл. II Всесоюз. сов. по итогам ЛПА (Чернобыль, май 1990 г.). — Чернобыль, 1990. — С. 131 — 142.
3. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 192 с.
4. Бегичев С. М., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС (краткий справочник). — М., 1990. — 21 с. — (Препр. / ИАЭ-5208/3).
5. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87. — М.: Энергоатомиздат, 1988. — 160 с.
6. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомн. энергия. — 1986. — 61, вып. 5. — С. 301 — 320.
7. Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations. ICRP Publication 61. Annals of ICRP. — 1991.



Г. И. Корчак, Л. В. Григорьева, Т. В. Бей, Л. Ф. Ерусалимская

## ОЦЕНКА МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ПОЧВЫ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Изучено формирование в Украине после аварии на ЧАЭС антропогенной радионуклидной аномалии по качественному и количественному изменениям микробиоценозов почвы. С повышением радиоактивности почвы более 1000 Бк/кг по цезию-137 наблюдали существенное увеличение количества проб с максимальным (более 1 млн в 1 г почвы) обсеменения ауто- и аллохтонной микрофлорой, что свидетельствует о стимуляции экосистемы, проявлении гиперкомпенсаторных и депонирующих процессов. В 1992 г. отмечено достоверное снижение в почве Зоны отчуждения споровых форм и обеднение количества физиологических групп микроорганизмов. В 1993 г. аналогичных изменений не отмечено, что можно расценивать положительно, как восстановление соотношений в микробиоценозах почвы.

Загрязнение окружающей среды в результате аварии на ЧАЭС оказывало и оказывает не только прямое влияние на здоровье людей, но и косвенное, вызывая нарушение экологического равновесия в природе. Последнее в значительной степени связано с качественными и количественными изменениями в микробиоценозах биосферы.

Как известно, радиация, и в частности  $\alpha$ -излучение, является мощным фактором воздействия на микроорганизмы, вызывая в высоких дозах их гибель. Это свойство широко используется для стерилизации пищевых продуктов, больничного белья, питательных сред и др. [1 — 3]. Под воздействием  $\alpha$ -облучения у эшерихий, являющихся основным индикаторным санитарно-микробиологическим тестом, наблюдали изменение химического состава, антигенных и токсических свойств [4, 5]. Есть сведения о возникновении у облученных животных постлучевого дисбактериоза [6] с появлением в кишечнике антибиотикорезистентных и гемолизирующих штаммов эшерихий на фоне значительного снижения колициногенных. Все это свидетельствует о прямом и опосредованном действии радиации на агрессивные свойства микроорганизмов и возможности их последующего неблагоприятного влияния на организм.

В настоящее время общепризнана, но не изучена роль микробных ценозов в биологическом цикле миграции радионуклидов (РН), которая может осуществляться через микробиологический метаболизм комплексных органических и неорганических веществ почвы с радиоизотопами. Не исключена также возможность использования радиоизотопов как структурных элементов. Поскольку этот вопрос практически не изучен, необходима качественная и количественная оценка микрофлоры почвы, установление экологически значимых представителей для определения динамики процессов в условиях длительного радиоактивного загрязнения.

В настоящих исследованиях преимущество было отдано микробиоценозам почвы, поскольку они отличаются относительной стабильностью и консервативностью по сравнению с лабильностью водных микробиоценозов. Общепринятый для гигиенической оценки почвы краткий санитарно-микробиологический анализ не отражает особенностей микробного ценоза почвы Зоны отчуждения ЧАЭС. Поэтому, учитывая специфику последней, необходимо расширить схему микробиологического исследования почвы для выявления более информативных и значимых тестов.

Эколого-гигиеническую оценку почвы проводили по восьми показателям. Из санитарно-показательных бактерий определяли общую микробную обсемененность (ОМО) в 1 г почвы, выращиваемых при двух температурных режимах 37 и 20 °C (алло- и аутохтонная микрофлора). Соотношение этих групп микроорганизмов отражает степень органического загрязнения и интенсивность процессов самоочищения почвы. Вторым санитарно-показательным тестом служили эндобактерии. Это грамотрицательные микроорганизмы, способные окислять многие органические соединения. Кроме того, с эпидемических позиций важно, что эта группа состоит из разнообразных патогенных и условно-патогенных для человека бактерий кишечной группы. Вызывает

интерес также тот факт, что грамотрицательные бактерии более чувствительны к радиоактивному облучению, чем грамположительные [7], и активно сорбируют цезий-137 [8].

Среди других показателей избраны шесть физиологических групп, участвующих в процессах самоочищения: это кислото-, щелочеобразующие и нейтральные микроорганизмы вегетативных и споровых форм гетеротрофов, растущих на глюкозном агаре. В последние годы [9] появились сообщения о стимуляции глюкозой метаболической активности микрофлоры почвы в очищении ее от радиоактивных отходов, содержащих тяжелые металлы.

По данным И. В. Поповой и др. [10] кислотообразователи почвы могут служить индикатором техногенного загрязнения почвы вблизи автомагистралей. В связи с этим интерес представляет оценка этого микробиологического показателя почвы в Зоне отчуждения.

Объектом исследования служила почва Зоны отчуждения ЧАЭС, а также промплощадки. Всего в летний период 1993 г. отобрано и изучено 102 пробы почвы в Зоне отчуждения. При выборе точек отбора руководствовались следующим: пробы почвы отбирали в жилой застройке (места прожигания вахтовиков и их производственной деятельности) Чернобыля и Припяти, в районе сбросного канала, местах возможного поступления поверхностного стока в р. Припять, а также на территориях, где проводятся земельные работы: сельхозугодья, огороды «самоселов» и др. Для контроля были использованы результаты аналогичных исследований 52 проб почвы, отобранных вне зоны с фоновым уровнем радиации. В работе применяли современные методы исследования [11, 12].

Результаты проведенных исследований показали разнообразие микробиологических ценозов почв, подверженных радиационному загрязнению.

Оценивая почву по санитарно-показательным тестам (эндобактерии, аллохтонная и аутохтонная микрофлора), мы, исходя из интенсивности обсеменения, выделяли три уровня (табл. 1). По количеству эндобактерий в почве большинство проб отнесены к минимальному (52,0 %) и среднему уровням (37,2 %) обсеменения. Лишь 11 проб (или 10,8 %) имели максимальный уровень загрязнения эндобактериями. Такие результаты свидетельствуют о незначительном загрязнении почвы Зоны отчуждения эндобактериями, куда входят представители семейства кишечных бактерий, и ее относительно санитарном благополучии.

Т а б л и ц а 1. Оценка загрязнения почвы Зоны отчуждения

Уровень обсеменения в 1 г почвы	Количество проб, %, с различной интенсивностью обсеменения		
	Эндобактерии	ОМО (37 °С, 24 ч)	ОМО (20 °С, 48 ч)
Минимальный (0 — 99 тыс.)	52	29,4	29,4
Средний (100 тыс. — 1 млн)	37,2	54,9	57,8
Максимальный (более 1 млн)	10,8	15,7	12,8

При рассмотрении двух других санитарно-бактериологических показателей наблюдали сходную картину с наличием максимального количества проб (более 50 %) со средним уровнем бактериального обсеменения. Около 1/3 проб (29,4 %) имели минимальный уровень обсеменения аллохтонной, привносимой тепловыми, микрофлорой, вырастающей при 37 °С за 24 ч, и сапрофитной, аутохтонной почвенной микрофлорой, определяемой после 48-часовой инкубации посевов при комнатной температуре. Максимальные уровни обсеменения алло- и аутохтонной микрофлорой выявлены соответственно в 16 и 13 образцах почвы. Полученные результаты позволяют говорить о выраженности и активности процессов микробного самоочищения почвы от различного рода загрязнителей органической и неорганической природы. В прогностическом отношении это можно расценивать положительно, учитывая ту существенную и первостепенную роль, какую играют микроорганизмы почвы в процессах ее санации и обогащения доступными для других трофических звеньев органическими и неорганическими химическими соединениями.

Однако, учитывая особую роль радиоактивного загрязнения почвы Зоны отчуждения, важно сопоставить полученные результаты с удельной активно-



стью цезия-137. В табл. 2 представлены проценты проб по всем трем санитарно-бактериологическим показателям при максимальной (более 1000 Бк/кг) удельной активности цезия-137. Как видно, во всех трех санитарно-бактериологических показателях выявлено увеличение процента проб с минимального до максимального уровня обсеменения. Для эндобактерий рост наблюдался от 30,2 до 45,5 %, а для алло- и аутохтонной микрофлоры почвы соответственно 13,3 — 75 % и 20 — 62,2 %. Другими словами, можно констатировать наличие стимулирующего действия повышенного радиоактивного загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  при удельной активности более 1000 Бк/кг.

Т а б л и ц а 2. Влияние максимального (более 1000 Бк/кг  $^{137}\text{Cs}$ ) радиоактивного загрязнения почвы на жизнедеятельность бактерий

Показатели	Уровни обсеменения		
	минимальный	средний	максимальный
Эндобактерии			
P	30,2	34,2	45,5
$\pm m$	6,3	7,6	15,0
N	53	38	11
t	0,4 1-2	0,67 2-3	0,94 1-3
V	< 80	< 80	< 80
ОМО(37 °C, 24 ч)			
P	13,3	32,1	75,0
$\pm m$	6,2	7,5	10,8
N	30	56	16
t	1,9 1-2	3,26 2-3	4,95 1-3
V	90	>99,9	>99,9
ОМО (20 °C, 48 ч)			
P	20,0	32,2	62,2
$\pm m$	7,3	6,1	13,4
N	30	59	13
t	1,21 1-2	2,0 2-3	2,76 1-3
V	<80	95	95

П р и м е ч а н и е: P — показатели (%);  $\pm m$  — их ошибки; N — число наблюдений; t — критерий Стьюдента; V — вероятность различий (%).

Для выявления достоверности различий полученных результатов проведена соответствующая математическая обработка [13]. Установлена наиболее высокая ( $V > 99,9$  %) вероятность различий по критерию Стьюдента для аллохтонной микрофлоры. Менее выраженные, но достоверные различия ( $V = 95$  %) выявлены для аутохтонной почвенной микрофлоры со средними и максимальными уровнями бактериального обсеменения. Что же касается группы эндобактерий, то нарастание процента проб оказалось статистически недостоверным ( $V < 80$  %).

В противовес этому ОМО как аллохтонными, так и аутохтонными микроорганизмами проявила более выраженную лабильность и адаптивность свойств к действию радиационного фактора. В данном случае возрастание процента проб с максимальным уровнем бакобсеменения можно расценивать положительно, играющего, возможно, концентрирующую и санирующую роль. Однако для подтверждения этого предположения необходимы специальные модельные и натурные исследования.

В табл. 3 приведена аналогичная обработка результатов бактериологических исследований проб почвы при более низкой удельной активности цезия-137 (от 100 до 1000 Бк/кг). При этих условиях не выявлено существенных различий в уровнях бактериального обсеменения. Напротив, лишь в одной группе из девяти сравниваемых пар установлено существенное ( $t = -2,1$  при  $V = 95$  %) снижение процента проб с максимальной обсемененностью аллохтонной микрофлоры. Следовательно, данные уровни удельной активности цезия-137 чаще не оказывали существенного влияния на санитарно-показательные микроорганизмы почвы Зоны отчуждения.

Т а б л и ц а 3. Влияние более низкого (100 — 1000 Бк/ч  $^{137}\text{Cs}$ ) радиоактивного загрязнения почвы на жизнедеятельность бактерий

Показатели	Уровни бакобсеменения		
	минимальный	средний	максимальный
Эндобактерии			
P	30,2	30,5	36,4
$\pm m$	6,3	7,9	14,5
N	53	38	11
t	0,92 <sub>1-2</sub>	0,19 <sub>2-3</sub>	0,39 <sub>1-3</sub>
V	<80	<80	<80
ОМО (37 °С, 24 ч)			
P	46,7	32,1	18,7
$\pm m$	9,1	6,2	9,7
N	56	16	30
t	0,01 <sub>1-2</sub>	1,2 <sub>2-3</sub>	-2,1 <sub>1-3</sub>
V	< 80	<80	<80
ОМО (20 °С, 48 ч)			
P	28,8	28,8	23,1
$\pm m$	8,3	5,9	11,7
N	30	59	13
t	0,0	0,0	0,43 <sub>1-3</sub>
V	<80	<80	<80

П р и м е ч а н и е. Условные обозначения те же, что и в табл. 2.

Таким образом, результаты исследования почвы Зоны отчуждения по трем основным санитарно-бактериологическим показателям позволяют оценить ее как незначительно загрязненную органическими соединениями. Кроме того, почва сохранила выраженность и активность процессов микробного самоочищения алло- и аутохтонной микрофлорой, что имеет положительное значение для прогноза Зоны отчуждения. В пользу этого свидетельствует и установленное существенное стимулирующее влияние повышенного радиоактивного загрязнения (более 1000 Бк/кг цезия-137) на эти микробные сообщества.

Результаты исследований почвы по физиологическим группам микроорганизмов были систематизированы в три группы в зависимости от удельной активности цезия-137:

- 1) до 100 Бк/кг (8 проб);
- 2) 100 — 1000 (35 проб);
- 3) более 1000 (34 пробы).

Для статистической обработки материала кроме трех выделенных групп были использованы еще результаты предыдущих исследований (контроль) почвы вне Зоны отчуждения с фоновым уровнем радиации (табл. 4). Проведенный сравнительный анализ позволил выявить следующее. Во всех четырех группах преобладали нейтральные вегетативные и споровые формы микроорганизмов. Некоторая тенденция отмечена в нарастании процента нейтральных вегетативных форм от 70,2  $\pm$  3,7 % в контроле до 78,8  $\pm$  7,2 % в опытных группах с повышенным радиоактивным загрязнением. Однако это повышение оказалось статистически недостоверным ( $t = 1,1$ ).

Т а б л и ц а 4. Статистические показатели сравниваемых групп микроорганизмов почвы в 1993 г.

Код бакпоказателей	Удельная активность $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг										
	Контроль		До 100			100 — 1000			Более 1000		
	X <sub>1</sub>	S <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	S <sub>2</sub>	t <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	S <sub>3</sub>	t <sub>3</sub>	X <sub>4</sub>	S <sub>4</sub>	t <sub>4</sub>
1. С*	36,3	3,8	54,8	19,4	0,9	49,6	8,4	1,4	49,7	8,6	1,4
2. К	14,3	3,5	15,7	12,9	0,1	15,7	6,1	0,2	13,4	5,8	-0,14
3. Ш	15,5	3,2	9,4	10,3	-0,6	7,1	4,3	-1,6	7,8	4,6	-1,4
4. Н	70,2	3,7	74,9	15,3	0,3	77,2	7,3	0,8	78,8	7,2	1,1
5. К	15,8	3,1	10,8	10,9	0,4	17,9	6,5	0,3	16,5	6,4	0,1
6. Ш	10,7	2,3	14,6	12,5	0,3	14,3	5,9	0,6	11,5	5,5	0,3
7. Н	73,5	9,9	74,6	15,4	0,1	67,8	7,9	0,5	72,0	7,7	0,1

П р и м е ч а н и е. 1. С — % споровых форм; 2. К — вегетативные кислотообразующие; 3. Ш — то же щелочеобразующие; 4. Н — то же нейтральные; 5. К — 7. Н — соответствующие споровые формы; X<sub>1</sub> — X<sub>4</sub> — средние значения показателей контрольной и опытных групп; S<sub>1</sub> — S<sub>4</sub> — их ошибки.

Среди кислото- и щелочеобразующих групп микроорганизмов с ростом радиоактивности почвы наблюдалось некоторое снижение их процентного соотношения в микробиоценозах. Однако это снижение оказалось также статистически недостоверным:  $t = -1,4 \div -1,6$ .

Что же касается процента споровых форм как показателя завершенности процессов самоочищения почвы, то в опытных группах по сравнению с контролем произошло незначительное увеличение (см. табл. 4).

Не выявлено также значимого уменьшения количества физиологических групп, хотя тенденция к этому имела: от 5,2 — 4,76 в контроле до 4,7 — 4,3 в опытных группах.

Таким образом, исследования 1993 г. почвы Зоны отчуждения по различным физиологическим группам вегетативных и споровых форм не позволили выявить существенных сдвигов соотношений в микробиоценозах.

Проведенные нами ранее аналогичные исследования 140 проб почвы в зонах жесткого контроля с более низким загрязнением радионуклидами до 60 мкР/ч выявили существенное преобладание вегетативных щелочеобразователей, снижение споровых на фоне выраженного обеднения физиологических групп. В связи с этим можно высказать предположение, что существенные сдвиги в отношении микробиоценозов почвы могли иметь место в первые годы после аварии на ЧАЭС и к 1993 г. стабилизировались или, точнее, восстановились до исходного уровня. В пользу этого свидетельствуют наши результаты микробиологических анализов 45 проб образцов почвы Зоны отчуждения за 1992 г. (табл. 5).

Т а б л и ц а 5. Статистические показатели сравниваемых групп микроорганизмов почвы в 1992 г.

Коды бакпоказателей	Контроль	Опыт	t
	P ± m	P ± m	
Вегетативные			
1. К	14,3 ± 2,5	13,2 ± 5,0	0,2
2. Ш	15,5 ± 3,2	22,2 ± 5,39	1,0
3. Н	70,5 ± 3,7	65,0 ± 7,1	0,7
Споровые			
4. К	15,8 ± 3,1	9,4 ± 4,35	1,2
5. Ш	10,7 ± 2,3	10,27 ± 4,5	0,1
6. Н	76,5 ± 9,9	70,5 ± 6,8	0,5
7. Число групп	5,2 ± 0,1	4,0 ± 0,15	-7,05
8. Споровые, %	36,3 ± 3,8	11,75 ± 4,8	-4,02

П р и м е ч а н и е. Условные обозначения те же, что и в табл. 2.

При этом выявлено статистически значимое ( $t = -4,02$ ) снижение процента споровых форм от  $36,3 \pm 3,8$  % в контроле до  $11,7 \pm 4,8$  % в зоне, а также среднего количества физиологических групп в пробе — от 5,2 до 4 ( $t = -7$ ). В то же время увеличение процента щелочеобразователей от  $15,5 \pm 3,2$  % до  $22,2 \pm 5,4$  % оказалось недостоверным ( $t = 1,0$ ).

В заключение следует подчеркнуть, что после аварии на ЧАЭС в Украине появился новый мощный фактор загрязнения окружающей среды. Это обусловило формирование обширной антропогенной радионуклидной аномалии, что способствует качественному и количественному изменению микробиоценозов окружающей среды, в том числе и почвы.

Давая оценку микробиологическим показателям почвы Зоны отчуждения ЧАЭС, необходимо отметить, что в различные периоды исследования наблюдали определенный сдвиг в микробных ассоциациях. С повышением радиоактивности почвы более 1000 Бк/кг по цезию-137 существенно ( $t=2,0 \div 5,0$ ) увеличивалось количество проб с максимальным уровнем обсеменения алло- и аутохтонной микрофлоры, что можно расценивать как стимуляцию экосистемы, проявление гиперкомпенсаторных и депонирующих процессов с возможным санирующим эффектом, ведущим к уменьшению радиационной нагрузки на представителей микробной популяции. Настоящие

исследования по шести физиологическим группам не показали существенных сдвигов в микробиоценозах, однако в предыдущем году эти сдвиги отмечены, особенно в отношении снижения процента споровых форм ( $t = -4,02$ ) и обеднения количества физиологических групп почвы Зоны отчуждения ( $t = -7,0$ ). Очевидно, со временем в почве, обладающей огромной адсорбционной и санирующей активностью, наступает восстановление микробиальных ценозов до стабильного исходного уровня.

Проведенные исследования позволяют рекомендовать для эколого-гигиенической оценки почвы Зоны отчуждения проводить регулярный посезонный микробиологический контроль с определением уровней обсеменения ауто- и аллохтонной микрофлоры. Кроме того, микрофлору почвы Зоны отчуждения можно использовать как депо генофонда микроорганизмов, претерпевших существенные изменения под действием радиации.

1. Павлов Е. П., Дробкин Ю. А., Щеглова С. Г. и др. Микробная деконтаминация больничного белья радиационным способом // Ж. Микробиол., эпидемиол. и иммунобиол. — 1986. — № 2. — С. 42 — 44.
2. Shaffner D. E., Hamdy M. K., Toledo R. T., Tift M. L. Salmonella inactivation in liquid whole egg by termoradiation // J. Food Sci. — 1989. — 54, N 4. — P. 902 — 905.
3. Корчак Г. И., Григорьева Л. В., Антомонов М. Ю. и др. Ускоренная индикация обсеменения сточных вод кишечной микрофлорой // Химия и технология воды. — 1990. — 12, № 8. — С. 751 — 754.
4. Elekes E., Lildertiz O., Galanos Ch., Bertok L. Alteration in the chemical composition and antigenicity of E. coli 089 lipopolysaccharide and lipid a after goco gamma irradiation // Acta microbiol. hng. — 1988. — 15, N 3. — P. 301 — 305.
5. Elin R. J., Csako G. Response of humans to  $\gamma$ -irradiated reference E. coli endotoxin // J. clin. and Lab. Immunol. — 1989. — 29, N 1. — P. 17 — 23.
6. Пинегин Б. В., Коршунов В. М., Бодрягина А. В., Домбровский А. М. Изучение взаимосвязи между наличием у эндобактерий определенных биологических свойств и их способностью заселять тонкий кишечник на ранней стадии развития постлучевого дисбактериоза // Ж. Микробиол., эпидемиол. и иммунобиол. — 1982. — № 11. — С. 34 — 39.
7. Вербина Н. М. Гидромикробиология. — М.: Пищевая промышленность, 1980. — 288 с.
8. Iehnsen E. E., O'Donnell A-g. Igeson P. An autoradiographie technique for selecting Cs-137 — serbing microorganisms from soie // J. Microbiol. Noth. — 1991. — 13, N 4. — С. 293 — 298.
9. Klark N. K. Glucose-enriched microbes aid in soil cleanup // Bioprocess. Technol. — 1990. — 12, N 12. — P. 4 — 7.
10. Попова И. В., Самойлова Т. С. Микроорганизмы и техногенное загрязнение почв // Тез. докл. «Микробиологические методы защиты окружающей среды», 5 — 7 апр. 1988. — Пицунда. — 1988. — С. 157 — 158.
11. Методические указания по санитарно-микробиологическому исследованию почвы. — М., 1977. — 48 с.
12. Справочник по санитарной микробиологии / Под ред. Л. В. Григорьевой. — Кишинев: Картя Молдавеняскэ, 1981. — 206 с.
13. Лакин Г. Ф. Биометрия. — М.: Высш. школа, 1986. — 293 с.

Украинский научно-гигиенический центр  
Министерства здравоохранения Украины, Киев

УДК 613.5.628.88

САГАФОРДС



UA9700085

В. Я. Акименко, Н. М. Янко, П. В. Семашко, А. В. Ярыгин

## К ПРОБЛЕМЕ ОПТИМИЗАЦИИ УСЛОВИЙ ПРОЖИВАНИЯ РАБОТАЮЩИХ ПО ВАХТОВОМУ МЕТОДУ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Приведены результаты гигиенического изучения условий проживания работающих по вахтовому методу в Зоне отчуждения ЧАЭС. Дана оценка приоритетным параметрам жилой среды: микроклимат, воздухообмен, условия заселения общежитий, их акустический режим. Определены уровни аэрозольного загрязнения внутрижилищной среды при различных видах бытовой деятельности. Исследованы электростатические воздухоочистители как средство борьбы с радиоактивным мелкодисперсным аэрозолем. Обоснованы задачи дальнейших исследований для оптимизации жилой среды работающих по вахтовому методу в Зоне отчуждения.

Проблема максимально возможного снижения неблагоприятных воздействий окружающей среды на организм работающих по вахтовому методу в

© В. Я. Акименко, Н. М. Янко, П. В. Семашко, А. В. Ярыгин, 1994

Зоне отчуждения ЧАЭС не исчерпывается радиационным фактором и условиями труда.

Как известно, на организм людей в жилищах действует ряд факторов: архитектурно-планировочные, физические, химические, биологические, цвето-световые, эстетические, психологические, социологические и пр. Оптимизация названных факторов, исключая их негативное влияние на организм проживающих, является крайне важной в повышении работоспособности и сохранении здоровья работающих в зоне.

Установлено, что степень опасности развития патологических сдвигов в организме возрастает при сочетанном действии малых уровней ионизирующей радиации и химических загрязнителей окружающей среды [1, 2].

Связь между качеством жилья и здоровьем человека констатируется многими исследованиями в области гигиены человека [3 — 5].

На основании изложенного сделана попытка изучить условия проживания работающих по вахтовому методу в зоне и дать им гигиеническую оценку.

Материалы и методы исследования. При гигиенической оценке условий проживания работающих по вахтовому методу водителей спецмашин применены стандартные инструментальные методы определения приоритетных параметров микроклимата (температуры, относительной влажности и скорости движения воздуха, температуры ограждающих поверхностей), воздухообмена, акустического режима (эквивалентные и максимальные уровни). При этом использовались аспирационный психрометр Ассмана, электроанемометр, крыльчатый анемометр, электротермометр, интегрирующий прецизионный шумомер 00026 фирмы RFT и точный импульсный шумомер 2209 фирмы «Брюль и Кьер» (Дания). Для субъективной оценки качества жилой среды общежитий была разработана специальная анкета опроса проживающих.

Степень аэрозольного загрязнения жилища оценивали по ионизационному показателю ( $M$ ), определяемому по формуле

$$M = \frac{N^- + N^+}{n^- + n^+},$$

где  $n^+$  и  $n^-$  — концентрации положительных и отрицательных легких аэроионов, ион/см<sup>3</sup> (подвижностью более 0,64 см<sup>2</sup>/(В·с));  $N^+$  и  $N^-$  — концентрации положительных и отрицательных тяжелых аэроионов, ион/см<sup>3</sup> (подвижностью менее 0,001 см<sup>2</sup>/(В·с)).

Аэроионы измерялись аспирационным счетчиком аэроионов Тартусского университета типа UT-8401 согласно инструкции на прибор.

Объектами изучения средств оптимизации воздушной среды помещений являлись электростатические воздухоочистители «Ион» и «Супер-плюс». При данном исследовании использовались оригинальные, разработанные для данного эксперимента, методики.

Для проверки эффективности работы бытового электрического воздухоочистителя «Супер-плюс» как средства борьбы с мелкодисперсными радиоактивными аэрозолями проведен моделированный эксперимент.

Концентрация радона во время эксперимента контролировалась с помощью радон-монитора РМЗ-3А фирмы ALNOR INSTRUMENT AB (Швеция). Концентрация дочерних продуктов распада радона измерялась счетчиком дочерних продуктов радона-торона модели 4S итальянской фирмы «Силена».

Результаты исследования и их обсуждение. Особенности режима пребывания людей на территории, загрязненной радионуклидами (РН), обуславливают сокращение времени их пребывания на открытом воздухе в свободное от работы время.

Значительная часть работающих по вахтовому методу проживает в приспособленных под общежития жилых и общественных зданиях малоэтажной застройки. При этом число проживающих в одной жилой комнате достигает 4 и более человек, что, естественно, не может не сказаться на параметрах микроклимата помещений, качестве воздушной среды, ионных показателях чистоты воздуха и пр.

При заселении жилых помещений зачастую не соблюдаются гигиенические нормативы минимальной жилой площади на одного проживающего (6 м<sup>2</sup>).

В 80 % обследованных жилых помещений общежитий фактический воздухообмен ниже минимально допустимых гигиенических требований, что

может быть причиной значительного загрязнения воздуха в этих помещениях антропогенными, пылью, микроорганизмами, продуктами деструкции отделочных полимерных материалов и пр.

В 70 % обследованных жилых помещений зарегистрированы дискомфортные микроклиматические условия, что при длительном воздействии может привести к снижению иммунного потенциала организма проживающих.

Результаты социологических исследований, выполненных с помощью анкетного интервьюирования проживающих, подтвердили выводы о возможном отрицательном влиянии дискомфортных микроклиматических условий и недостаточного воздухообмена на самочувствие и эффективность отдыха работающих по вахтовому методу (рис. 1 и 2).

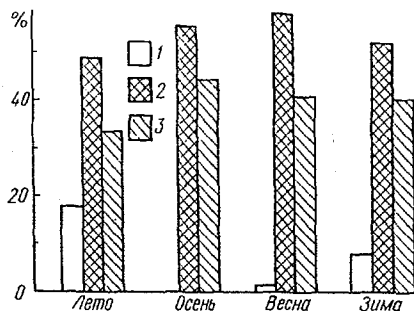


Рис. 1. Субъективная оценка влажности воздуха жилых помещений общежитий г. Чернобыля в разные сезоны года (в % опрошенных): 1 — сухой; 2 — нормальный; 3 — влажный

Рис. 2. Субъективная оценка температурных условий жилых помещений общежитий г. Чернобыля в разные сезоны года (в % опрошенных): 1 — жарко; 2 — тепло; 3 — нормально; 4 — прохладно

Установлено, что дискомфортному микроклимату и недостаточному воздухообмену жилых помещений способствует переуплотненность общежитий, покомнатное заселение общежитий квартирного типа, заклеивание окон полиэтиленовой пленкой, заклеивание отверстий вентиляционных каналов бумагой и т. п.

В ряде общежитий отмечаются дискомфортные акустические условия проживания: превышение допустимых значений шума по максимальному уровню на 5 — 10 дБА при парковке грузовых автомобилей вблизи зданий общежитий, при выезде дежурных автомобилей в ночное время, при разговоре в соседних комнатах и пр. Изучение в моделируемых условиях аэрозольного загрязнения жилых помещений с учетом особых условий, выявленных при обследовании общежитий для работающих по вахтовому методу таких, как ограничение воздухообмена, снижение «воздушного куба», позволило определить уровни аэрозольного загрязнения внутрижилищной среды при различных видах бытовой деятельности (рис. 3). Как видно, любой вид деятельности человека в жилище вызывает аэрозольное загрязнение жилой среды. Наибольший вклад в загрязнение воздуха вносят такие бытовые процессы, как курение, перестилка постели, уборка помещения пылесосом или веником и пр. Ионизационный показатель аэрозольного загрязнения воздуха возрастает в десятки раз при перестилке постельного белья и в сотни раз при курении по сравнению с фоном (см. рис. 3). При этом установлены более высокие уровни аэрозольного загрязнения в помещениях с меньшим объемом воздуха.

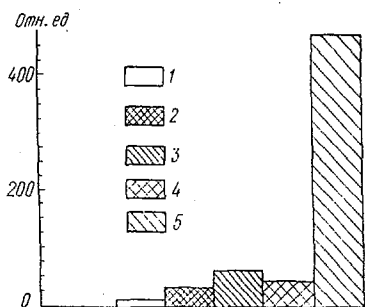


Рис. 3. Уровни аэрозольного загрязнения помещений при различных видах бытовой деятельности: 1 — фон; 2 — одевание, раздевание; 3 — перестилка постели; 4 — уборка пылесосом; 5 — курение

При коэффициенте пылезадерживания фильтрующей системы пылесоса порядка 98 % [6] в воздух жилого помещения из каждого 50 г убранной пыли может поступать

пылезадерживания фильтрующей системы пылесоса порядка 98 % [6] в воздух жилого помещения из каждого 50 г убранной пыли может поступать

1000 мг аэрозоля, т. е. при объеме помещения порядка  $22,5 \text{ м}^3$  концентрация аэрозоля может возрастать до  $44,4 \text{ мг/м}^3$ , что почти в 300 раз превышает среднесуточную ПДК нетоксичной пыли для атмосферного воздуха населенных мест [7]. Следует иметь в виду, что 92 — 95 % аэрозольных выбросов из пылесосов представляют собой частицы размером менее 5 мкм, т. е. наиболее респираторно опасные [8].

Таким образом, бытовая деятельность людей при ограниченной кратности воздухообмена является источником мелкодисперсного аэрозольного загрязнения жилых помещений общежитий в Зоне отчуждения в концентрациях, значительно превышающих допустимые гигиенические нормы. Частичная герметизация помещений общежитий уменьшает, но не исключает поступление радиоактивных веществ из наружного воздуха, однако существенно ухудшает воздухообмен помещений, вызывая дискомфортное самочувствие проживающих. На фоне увеличивающегося аэрозольного загрязнения вследствие бытовой деятельности проживающих может усиливаться токсическое действие антропоксинов и продуктов деструкции полимерных материалов, входящих в состав отделочных и строительных материалов, предметов личного и домашнего обихода, а также ряда токсических веществ, адсорбированных на аэрозолях, в том числе радиоактивных частиц [9, 10].

При этом эквивалентная доза от незначительного количества радиоактивного вещества, адсорбированного аэрозолями, при задержке в органах дыхания может превышать эквивалентную дозу от внешнего облучения той же активности [11].

Для борьбы с радиоактивными аэрозолями предложены бытовые электростатические воздухоочистители. Установлено, что электростатический воздухоочиститель «Супер-плюс» является эффективным средством очистки воздуха помещений от аэрозольных загрязнений.

Эффективность работы этого воздухоочистителя зависит от объема помещения, где он установлен, его производительности, которая, в свою очередь, зависит от размеров воздухоочистителя и напряжения на коронирующих электродах и продолжительности его работы. Чем меньше объем помещения и больше производительность воздухоочистителя, тем выше его эффективность.

Для проверки возможности очистки воздушной среды помещений от дочерних продуктов распада радона воздухоочистителем «Супер-плюс» был осуществлен натурный эксперимент [12].

В помещении  $40 \text{ м}^3$  и концентрации радона  $91 \text{ Бк/м}^3$  после 4-х часов работы воздухоочистителя концентрация дочерних продуктов распада радона уменьшилась 50 — 55 %  $^{218}\text{Po}$ , 0 — 10 %  $^{214}\text{Pb}$ , 35 — 50 %  $^{214}\text{Bi} + ^{214}\text{Po}$ , что соответствует уменьшению эквивалентной равновесной концентрации радона на 25 — 30 %.

Таким образом, при использовании режимно-дозовых коэффициентов, рекомендуемых МКРЗ, уменьшение годовой эффективной эквивалентной дозы может составить 20 — 25 %. Полученные результаты можно рассматривать как предварительную оценку эффективности воздухоочистителя, на которую в значительной степени влияет количественный и качественный состав аэрозолей, находящихся в помещении. Однако по полученным нами данным можно сделать вывод о приемлемости такого метода уменьшения дозовой нагрузки от радона.

**Выводы.** Снижение дозы облучения работающих по вахтовому методу в Зоне можно достичь не путем наиболее полной герметизации помещений общежитий, а созданием более гигиеничных и комфортных бытовых условий для них, а также обеспечением нормативного воздухообмена наряду с пылеочисткой и кондиционированием внутрижилищного воздуха. Установленное несоответствие ряда приоритетных параметров внутрижилищной среды гигиеническим нормативам в сочетании с работой вахтовым методом без выходных дней на протяжении двух недель в условиях повышенной запыленности на рабочих местах может отрицательно сказываться на эффективности отдыха, способствовать развитию хронического утомления и переутомления, быть причиной производственного травматизма, снижения иммунологической реактивности организма и ухудшения показателей здоровья работающих. Для борьбы с аэрозольным загрязнением помещений, наряду с другими

методами, можно рекомендовать электростатические воздухоочистители рециркуляционного типа.

**Задачи дальнейших исследований.** Имеющиеся данные позволяют предположить, что одним из критериев оценки воздушной среды жилых помещений может быть ионизованность воздушной среды, обусловленная наличием в воздухе помещений аэрозолей и некоторых радиоактивных веществ.

Для жилых и общественных зданий отсутствуют научно обоснованные нормативы содержания легких и тяжелых аэроионов в воздухе жилых помещений, не дана однозначная оценка влияния естественных и искусственных источников радиоактивности на основные параметры ионизованности воздуха.

В исследованиях последних лет делается попытка переосмыслить гигиеническую значимость повышенного содержания легких аэроионов в воздухе жилых помещений как положительного фактора внутрижилищной среды.

Известно, что повышение дозы ультрафиолетового излучения (УФИ) является фактором риска возникновения рака кожи. Гигиенически обусловленные дозы УФИ, напротив, способствуют повышению иммунного потенциала организма человека.

Целесообразно разработать критерии дозового подхода к УФИ в жилище в условиях Зоны. Определить взаимосвязь между УФИ, с одной стороны, и уровнем естественной освещенности и инсоляции — с другой.

Обоснование критериальных подходов к оценке комплексного влияния названных выше факторов позволяет разработать рекомендации к созданию оптимальных условий работы и проживания в Зоне, повысить невосприимчивость организма работающих по вахтовому методу к действию радиации, а также разработать методы снижения эффективной эквивалентной дозы в жилище.

В связи с этим целесообразно изучить в условиях Зоны особенности ионизации и аэрозолеобразования в помещениях с ограниченным воздухообменом при наличии радиоактивных веществ искусственного и естественного происхождения в воздушной среде жилых и общественных зданий. Это позволит разработать критерии оценки и методы оптимизации воздушной среды помещений с ограниченным воздухообменом и будет способствовать снижению эффективной эквивалентной дозы, получаемой работающими по вахтовому методу в жилище.

Таким образом, работающих по вахтовому методу в Зоне в жилых зданиях с неблагоприятными параметрами микроклимата, воздухообмена, аэрозольного, ионизирующего и акустического режимов может неблагоприятно влиять на качество их отдыха, работоспособность и показатели их здоровья.

1. Сукало А. В., Стельмах В. А., Кравица Т. И. Сочетание воздействия инкорпорации радионуклидов-137 и нитратов на течение модельного гломерулонефрита у неполовозрелых крыс // Тез. докл. 3-й респ. конф. «Научно-практические аспекты сохранения здоровья людей, подвергшихся радиационному воздействию в результате аварии на Чернобыльской АЭС» (Гомель, 15 — 17 апр. 1992 г.). — Минск, 1992. — Ч. 3. — С. 137 — 139.
2. Цапков М. М. Действие повышенной температуры окружающей среды в сочетании с радиационным фактором на организм: Обзор. // Гигиена и санитария. — 1981. — № 1. — С. 50 — 53.
3. Гончарук Е. И. и др. Изучение влияния жилищно-бытовых условий на здоровье населения: Метод. рекомендации. — Киев, 1990.
4. Губернский Ю. Д., Дмитриев М. Т. Качество воздушной среды в помещениях // Водоснабжение и сан. тех. — 1982. — № 2. — С. 14 — 15.
5. Клебанова В. А. Гигиеническая оценка загрязнения воздушной среды жилых и общественных зданий и придомовых территорий: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. — М., 1979. — 25 с.
6. ГОСТ 10280-83 СТ СЭВ 111-78. Пылесосы электрические бытовые. Технические условия. — М.: Изд-во стандартов, 1982. — 52 с.
7. Предельно-допустимые концентрации вредных веществ в атмосферном воздухе населенных мест № 3086 — 84. Утв. МЗ СССР, М. — 1984.
8. Акименко В. Я., Янко Н. М., Тюхтин Т. М. Гигиеническая характеристика внутрижилищного аэрозольного загрязнения и некоторых его источников // Гигиена населенных мест. — Киев, 1989. — С. 119 — 124.
9. Дмитриев М. Т., Растенников Е. Г., Этин С. Н., Малышева А. Г. Хромато-масс-спектрометрическое исследование токсичных веществ, адсорбированных на пыли // Гигиена и санитария. — 1984. — № 1. — С. 44 — 47.
10. Выховский А. В., Зараев О. И. Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии. — М.: Атомиздат, 1974. — 256 с.
11. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в атмосфере: Справочник (2-е изд., перераб. и доп.). — М.: Энергоатомиздат, 1991. — 256 с.



УДК 450.424.4

UA 97 000 86

Э. В. Собонович, В. В. Долин



UA9700086

**МЕХАНИЗМ НАКОПЛЕНИЯ  
МИГРАЦИОННЫХ ФОРМ <sup>137</sup>Cs И <sup>90</sup>Sr  
В ПОЧВАХ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС**

В процессе четырехлетнего эксперимента изучена временная зависимость водного выщелачивания радионуклидов (РН) из почв. Она описывается уравнением кинетики первого порядка. Рассчитаны коэффициенты накопления миграционных форм продуктов деления в почвах, загрязненных топливными частицами. По рассчитанным результатам составлен прогноз «высвобождения» РН из частиц и накопления их в почвах. В соответствии с представлением о внутридиффузионной кинетике выщелачивания оценены коэффициенты диффузии <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в топливных частицах размером 2 мкм. Лимитирующей стадией миграции продуктов деления является поступление их из частиц в почвенный поглощающий комплекс.

Достаточно общий подход к физико-математическому описанию накопления РН в подвижной форме базируется на использовании уравнения формальной кинетики для необратимого процесса. В частности, самопроизвольно протекающие процессы деструкции описываются уравнением кинетики первого порядка. В этом случае накопление миграционных форм стабильного элемента за пределами частиц в поровом пространстве вмещающей среды описывается уравнением

$$N = N_0(1 - e^{-kt}), \quad (1)$$

где  $k$  — постоянная накопления подвижных форм вещества, связанная с периодом полувыведения его из твердой фазы соотношением

$$k = \ln 2 / T_{1/2}. \quad (2)$$

При исследовании водного выщелачивания РН из донных отложений водоемов ближней зоны ЧАЭС в статических условиях (соотношение твердой и жидкой фаз 1 : 25, перемешивание 300 об/мин) установлено, что в течение 15 — 18 ч степень выщелачивания РН практически достигает максимума [1]. Кривые выщелачивания во времени описываются уравнением вида

$$Y = at^x. \quad (3)$$

Авторы считают, что одновременно происходят два процесса: десорбция и растворение РН из обменных форм и доступной для воды поверхности матрицы (крутая ветвь дифференциальной кривой) и собственно растворение матрицы (пологая ветвь).

Экспериментальные данные свидетельствуют о том, что распределение РН чернобыльского выброса подвержено временной изменчивости. В этих процессах, помимо природных факторов, определяющая роль принадлежит эволюции форм нахождения продуктов деления. Если в первоначальных радиоактивных выпадениях в мае 1986 г. водорастворимые формы составляли десятки и сотни процента, то к концу того же года содержание ионных форм <sup>90</sup>Sr в Зоне отчуждения достигало нескольких процентов.

Определяющее влияние фактора времени на «высвобождение» изотопов из носителей активности подтверждают также результаты четырехлетнего эксперимента, проведенного с воздушно-сухими почвами, отобранными и отквартированными в 1986 — 1987 гг. Один раз в год брали новую навеску почвы и обрабатывали ее паро-водяной смесью в аппарате Сокслета. О возрастании количества водорастворимых форм можно судить по результатам табл. 1.

Т а б л и ц а 1. Изменение степени выщелачивания РН из разных навесок почв в течение времени, %

Номер точки наблюдения	РН	Время $\cdot 10^7$ , с	Количество миграционных форм, %		
			водораствори- мые	фульво-кисло- ты	гуминовые кислоты
270/3-1	Суммарная $\beta$ -актив- ность	3,15	0,1	6,0	7,5
		7,6	0,9	2,0	2,2
		11,0	1,7	1,2	0,6
	$^{144}\text{Ce}$	3,15	0,04	2,6	1,5
		7,6	H/o	7,2	0,7
		11,0	H/o	8,6	0,1
	$^{106}\text{Ru}$	3,15	0,2	1,1	10,3
		7,6	H/o	0,4	1,9
		11,0	0,3	0,3	1,3
	$^{137}\text{Cs}$	3,15	0,2	5,7	9,1
		7,6	0,5	3,8	3,2
		11,0	1,4	1,3	1,8
	$^{90}\text{Sr}$	3,15	0,7	22,4	0,2
		7,6	2,8	4,5	0,1
		11,0	5,9	3,7	H/o
270/3-2	Суммарная $\beta$ -актив- ность	5,2	1,5	3,0	3,7
		7,6	3,3	7,3	5,7
		11,0	5,3	8,8	3,8
	$^{144}\text{Ce}$	5,2	H/o	1,3	6,6
		7,6	0,5	3,1	2,2
		11,0	0,3	6,3	1,3
	$^{106}\text{Ru}$	5,2	0,2	0,9	10,7
		7,6	H/o	H/o	8,7
		11,0	0,3	6,3	1,3
	$^{137}\text{Cs}$	5,2	3,4	5,8	15,9
		7,6	8,4	4,8	8,4
		11,0	12,2	4,5	3,3
	$^{90}\text{Sr}$	5,2	17,6	9,7	0,5
		7,6	21,2	21,0	0,1
		11,0	47,2	33,7	H/o
270/3-3	Суммарная $\beta$ -актив- ность	5,5	1,1	1,9	5,5
		7,6	2,9	3,3	2,1
		11,0	3,6	4,0	2,0
	$^{144}\text{Ce}$	5,5	H/o	1,5	6,5
		7,6	H/o	2,0	5,3
		11,0	0,3	3,9	3,9
	$^{106}\text{Ru}$	5,5	H/o	1,0	5,6
		7,6	H/o	H/o	3,9
		11,0	0,3	0,4	3,2
	$^{137}\text{Cs}$	5,5	0,5	5,6	8,6
		7,6	2,5	5,1	4,2
		11,0	3,9	5,3	3,0
	$^{90}\text{Sr}$	5,5	6,7	61,8	2,7
		7,6	27,1	30,5	0,3
		11,0	44,1	29,3	0,3

Поскольку почвы между экспериментами хранились в воздушно-сухом состоянии в герметически закупоренных сосудах, можно утверждать, что уве-

личение количества водорастворимых форм РН в течение четырех лет связано с процессами «высвобождения» их из частиц.

Образование физико-химических форм РН, растворимых в природных водах, обусловлено выносом продуктов деления из твердофазных радиоактивных выпадений. Последнее объясняется протеканием твердофазной диффузии, изотопного обмена, окисления U(IV) до U(VI), радиационных эффектов, процессов выщелачивания.

По мнению В. М. Прохорова [2], рассмотрение химической сущности явления выщелачивания РН почвенными растворами дает основание полагать, что диффузионное перемещение РН по толще частицы к ее поверхности определяет интенсивность этого процесса. Относительное количество ( $\gamma$ ) выщелоченного из частицы РН автор определяет по формуле

$$\gamma = 1 - 6/\pi^2 \sum (\exp(-n^2 \pi^2 D t / r^2)) / n^2, \quad (4)$$

где  $r$  — радиус частицы;  $D$  — коэффициент диффузии РН в толще частицы;  $t$  — время выщелачивания.

Такая модель была верифицирована в экспериментах при разовом поступлении сравнительно большого количества растворенных форм продуктов деления на поверхность почвы. Для  $^{90}\text{Sr}$  в таких экспериментах был определен порядок  $D = 10^{-8} + 10^{-7} \text{ см}^2/\text{с}$ , соответствующий среднему смещению 0,5 — 2 см в год.

В то же время Е. П. Скоробогатко показал [3], что в связи с 40-кратным превышением ионов стабильных изотопов кларкового стронция над  $^{90}\text{Sr}$  диффузионную модель нельзя перенести на ситуацию с чернобыльскими выпадениями. Медленная эмиссия ионов  $^{90}\text{Sr}$  существенно не влияет на общую концентрацию ионов Sr в почве и, следовательно, на все равновесные процессы с их участием. Такая эмиссия недостаточна для формирования диффузионного фронта, соответствующего условиям выполнения 2-го закона Фика.

Постоянную накопления подвижных форм вещества  $k$  оценивали путем аппроксимации результатов четырехлетнего эксперимента (см. табл. 1) по уравнению (1), представляющему собой общий вид уравнения (4), с использованием линеализирующих преобразований. Результаты расчетов представлены в табл. 2.

Т а б л и ц а 2. Постоянные накопления РН в воздушно-сухих почвах,  $\text{с}^{-1}$

Номер точки наблюдения	$k \text{ } ^{137}\text{Cs}$	$k \text{ } ^{90}\text{Sr}$	$k \text{ } ^{90}\text{Sr} / k \text{ } ^{137}\text{Cs}$
270/3 — 1	$8,5 \cdot 10^{-11}$	$3,8 \cdot 10^{-10}$	4,5
270/3 — 2	$1,0 \cdot 10^{-9}$	$4,2 \cdot 10^{-9}$	4,2
270/3 — 3	$2,6 \cdot 10^{-10}$	$3,6 \cdot 10^{-9}$	13,8

Постоянные накопления подвижных форм  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных почвах составляют  $(0,85 - 10) \cdot 10^{-11}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  —  $(0,38 - 4,2) \cdot 10^{-9} \text{ с}^{-1}$  (см. табл. 2). Отношение постоянных накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  составляет 4,2 — 14, т. е. «высвобождение»  $^{90}\text{Sr}$  из частиц и накопление за их пределами в поровом пространстве почвы происходит в 4 — 14 раз быстрее, чем «высвобождение»  $^{137}\text{Cs}$ .

Результаты, рассчитанные по экспериментальным данным (см. табл. 2), различаются в пределах порядка в разных почвах. Для уточнения результатов четырехлетнего эксперимента аналогичные исследования проведены нами в 1991 — 1992 гг. для тех же почв. Различие состояло в том, что для выщелачивания брали одну навеску почвы, обрабатывали ее дистиллированной водой в аппарате Сокслета, первый результат отбрасывали и фиксировали время. Затем через определенные промежутки времени (1,5 — 2 мес.) обработку повторяли (табл. 3).

Постоянные накопления подвижных форм, рассчитанные из этих данных, составляют  $(6,3 - 12) \cdot 10^{-10}$  для  $^{137}\text{Cs}$ ,  $(3,3 - 5,3) \cdot 10^{-9}$  для  $^{90}\text{Sr}$ , что в пределах порядка соответствует представленным в табл. 2. Различие коэффициентов накопления в разных почвах не более двух раз. Соответствие экспериментальных результатов (точки) расчетным (прямые) показано на рис. 1 — 3. На оси абсцисс обозначено время выщелачивания ( $\cdot 10^6 \text{ с}$ ), на оси ординат — степень выщелачивания в процентах от общего содержания в почве.

Найденные отношения постоянных накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в различных почвах изменяются незначительно (4,1 — 5,2) (см. табл. 3). Следовательно, скорость накопления  $^{90}\text{Sr}$  в пять раз выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ .

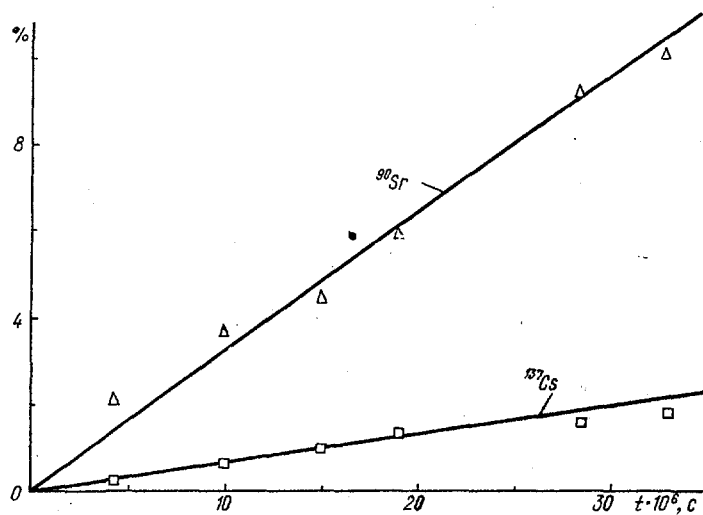


Рис. 1. Временная зависимость выщелачивания РН из почвы 270/3-1

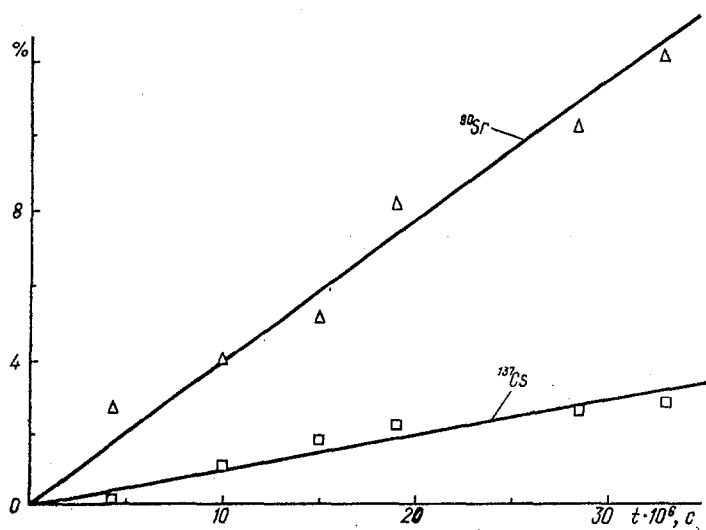


Рис. 2. Временная зависимость выщелачивания РН из почвы 270/3-2

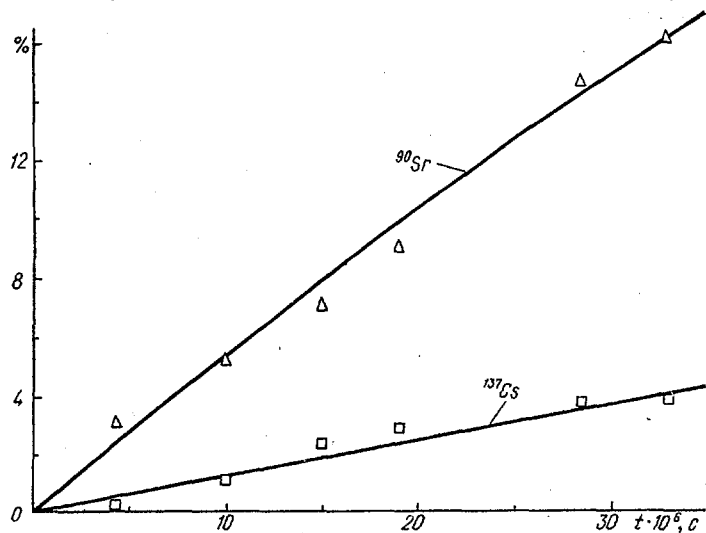


Рис. 3. Временная зависимость выщелачивания РН из почвы 270/3-3

Таблица 3. Изменение степени выщелачивания РН из одной навески почвы в течение времени, %

Номер точки наблюдения						
Время · 10 <sup>6</sup> , с	270/3-1		270/3-2		270/3-3	
	Количество водорастворимых форм РН, %					
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
4,3	0,26	2,1	0,20	2,7	0,25	3,1
10	0,66	3,7	1,1	4,0	1,1	5,2
15	0,96	4,4	1,8	5,1	2,3	7,0
19	1,3	5,9	2,2	8,1	2,8	8,9
28,5	1,5	9,1	2,5	10,1	3,6	14,5
33	1,7	10	2,7	12	3,7	16
k	6,3 · 10 <sup>-10</sup>	3,3 · 10 <sup>-9</sup>	9,7 · 10 <sup>-10</sup>	4,0 · 10 <sup>-9</sup>	1,2 · 10 <sup>-9</sup>	5,3 · 10 <sup>-9</sup>
k <sub>90Sr</sub> /k <sub>137Cs</sub>	5,2		4,1		4,4	

На рис. 4 и 5 изображены результаты прогнозной оценки динамики накопления подвижных форм  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в исследованных почвах. Подвижные формы  $^{137}\text{Cs}$ , как и следовало ожидать, будут накапливаться заметно медленнее, чем  $^{90}\text{Sr}$ , основное количество которого (65 — 80 %) переходит в подвижную форму в течение 10 лет после аварии. За это же время 20 — 30 %  $^{137}\text{Cs}$  перейдет в подвижную форму.

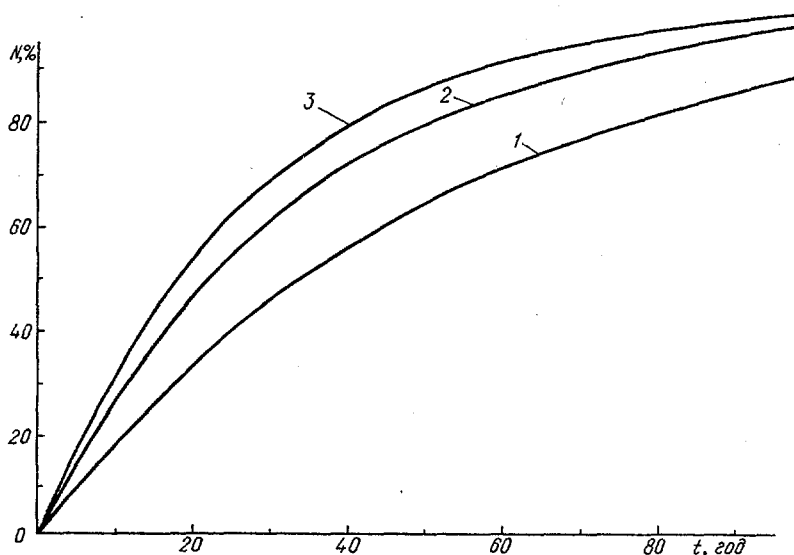


Рис. 4. Кривые накопления миграционных форм  $^{137}\text{Cs}$  в почвах:  
1 — 270/3-1; 2 — 270/3-2; 3 — 270/3-3

Постоянная накопления подвижных форм отражает протекание нескольких процессов, связанных с «высвобождением» РН из частиц. Найденные значения  $k$  для различных почв изменяются незначительно и практически не зависят от типа почвы. В то же время соотношение  $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$  в составе частиц значительно выше, чем в почве, что свидетельствует о селективном «высвобождении»  $^{137}\text{Cs}$  из горячих частиц. Используя представление о внутридиффузионной кинетике выщелачивания [2], учитывая условия проведения эксперимента, процесс накопления подвижных форм  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  можно рассмотреть как диффузию РН из толщины частицы к ее поверхности. Сравнивая уравнения (1) и (4), находим

$$k \sim D/r^2. \quad (5)$$

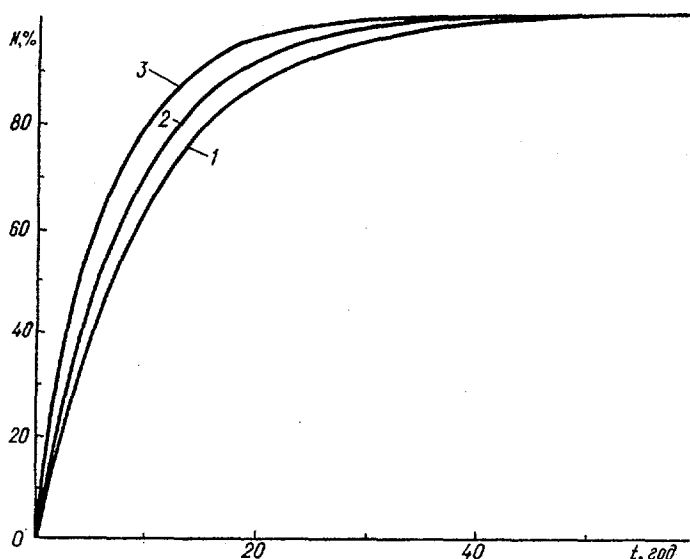


Рис. 5. Кривые накопления миграционных форм  $^{90}\text{Sr}$  в почвах:  
1 — 270/3-1; 2 — 270/3-2; 3 — 270/3-3

Отсюда, зная преобладающий размер частиц, можно оценить порядок коэффициентов диффузии РН в твердофазных носителях активности. Размеры частиц, выделенных из изучаемых почв, находятся в пределах 0,  $\mu\text{м}$  ...  $\mu\text{м}$ . Изучение распределения горячих частиц в почвах по размерам показало, что основное их количество имеет размер около 2  $\mu\text{м}$  [4]. Отсюда несложно оценить коэффициенты диффузии  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в топливных частицах по данным табл. 3. Эти значения находятся в пределах:  $(2,5 - 4,8) \cdot 10^{-17}$  для  $^{137}\text{Cs}$ ,  $(1,3 - 2,1) \cdot 10^{-16}$   $\text{см}^2/\text{с}$  для  $^{90}\text{Sr}$  и сопоставимы с рассчитанным нами графическим методом по более ранним результатам [5].

Несмотря на наличие в почве достаточного количества ионов стабильного стронция, что препятствует созданию диффузионного фронта на поверхности частиц, «высвобождение» РН из твердофазных носителей активности можно объяснить процессами как самодиффузии, так и изотопного обмена, скорость которого ( $\sim 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$ ) намного выше, чем рассчитанная нами скорость диффузии. Таким образом, накопление миграционных форм продуктов деления в почвах связано с процессами диффузии, изотопного обмена и разрушения горячих частиц и является стадией, лимитирующей миграцию РН.

1. Соботович Э. В., Ольховик Ю. А., Коромысленко Т. И., Соколик Г. А. Сравнительная характеристика миграционной способности радионуклидов в донных отложениях водоемов ближней Зоны Чернобыльской АЭС // Докл. АН УССР. Сер. Б. — 1990. — №8. — С. 12 — 16.
2. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. — М.: Энергоиздат. — 1981. — 99 с.
3. Рыбалко С. И., Скоробогатько Е. П. Физико-химические аспекты формообразования и миграции радионуклидов. — Чернобыль. — 1992. — 44 с. — (Препр./НПО «Припять»).
4. Бондаренко Г. Н., Чекалов С. И., Рыбалко С. И. и др. Горячие частицы: морфология, вещественный состав, подвижность радионуклидов / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Суздаль. — М. — 1989. — С. 56.
5. Долін В. В., Бондаренко Г. Н., Соботович Э. В. Диффузионный механизм миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  топливных выпадений ЧАЭС // Докл. АН УССР. Сер. Б. — 1990. — № 12. — С. 6 — 10.

Отделение радиогеохимии окружающей среды  
Института геохимии, минералогии и рудообразования  
НАН Украины, Киев

Поступила 17.03.94



Т. Н. Печенова, Т. Т. Володина, В. И. Рясенко, UA9700087  
А. К. Шимановская, Л. Б. Бондаренко, М. Ф. Гулый

## ВЛИЯНИЕ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ НА СОЕДИНИТЕЛЬНО-ТКАННЫЙ МАТРИКС И ПУЛ СВОБОДНЫХ АМИНОКИСЛОТ РАЗНЫХ ОРГАНОВ

На анализаторе ААА-881 исследовали пул свободных аминокислот сыворотки крови, печени и селезенки, а также аминокислотный состав коллагена кожи и кости экспериментальных норок, содержащихся в Зоне аварийного энергоблока ЧАЭС. Установлены изменения исследуемых характеристик по сравнению с нормой. Обнаружена параллельность изменений в коллагене кости и кожи при хроническом влиянии ионизирующих излучений малой мощности.

Авария на ЧАЭС вызвала загрязнения на значительных территориях и создала ситуацию, не имеющую аналогов в мире по изотопному составу, многообразию агрегативных образований в почве, воде и живых организмах. В связи с этим возникла проблема хронического, беспорогового действия малых доз радиации на живой организм за счет экзогенных и инкорпорированных в разные органы и ткани радионуклидов. В настоящее время накоплен большой экспериментальный материал при обследовании как ликвидаторов и жителей зараженных областей, так и экспериментальных и диких животных. Уникальными для научных поисков являются животные, живущие в регионе Зоны отчуждения. Объектом наших исследований явились норки, содержащиеся на базе экспериментальной радиобиологии животных НТИЦ НПО «Припять» (расположена в 3-км зоне IV энергоблока). Животных скормили мяско-рыбным фаршем из продуктов местного производства. Радиоизотопный состав кормосмеси:  $^{137}\text{Cs}(26,53 \pm 1,66) \cdot 10^2$ ,  $^{134}\text{Cs}(2,23 \pm 0,04) \cdot 10^2$ ,  $^{90}\text{Sr}(2,47 \pm 0,24) \cdot 10^2$  Бк/кг. Активность воды для питья составляла  $2,59 \cdot 10^2$  —  $11,10 \cdot 10^2$  Бк/кг. Внешний  $\gamma$ -фон в шедрах достигал 0,04 — 0,50 мР/год в зависимости от погодных условий. Активность корма и воды для контрольных животных не превышала допустимых норм.

Материалы и методы исследования. Работу проводили на двух группах норок двух- и трехлетнего возраста, родившихся в экологически чистой зоне, но привезенных на звероферму в двухмесячном возрасте. Контролем служили норки, выращенные на звероферме в экологически чистом районе Черкасской обл. Забор крови и органов у норок (печень, селезенка, кожа, кость) осуществляли немедленно после забоя. Печень и селезенку погружали в жидкий азот и хранили вплоть до начала эксперимента. Шкуру и кости на время транспортировки от ЧАЭС до места исследования хранили в дюаре со льдом. Пул свободных аминокислот сыворотки крови, печени и селезенки определяли после осаждения белков 3 %-ной сульфосалициловой кислотой. Коллаген кожи и кости выделяли методом [1]. Препараты коллагена кожи и кости подвергали кислотному гидролизу в 6N HCl в запаянных ампулах 4 ч при 145° С и после высушивания и удаления HCl исследовали на аминокислотном анализаторе типа ААА-881. Статистическая обработка данных проводилась по методу [2].

Результаты исследования и их обсуждение. При влиянии радиации на живой организм происходят глубокие изменения в обмене веществ, в том числе и белков различных органов и тканей. Эти изменения отражаются, прежде всего, на пуле свободных аминокислот сыворотки крови, поскольку именно через кровь поступают в ткань как экзо-, так и эндогенные аминокислоты. Изменение пула свободных аминокислот под влиянием каких-либо факторов может отражаться на метаболизме определенных соединений и процессах синтеза и обменяемости белков. Данные по исследованию влияния малых доз радиации на один из основных конститuentов соединительно-тканного матрикса — коллаген — представляют особый интерес.

В настоящее время общепризнано, что коллагеновые структуры — одна из информационных систем организма. Наиболее очевидная функция коллагена — структурная. Являясь одним из основных белков соединительно-ткан-

ного матрикса, он локализуется вблизи всех типов клеток, содействуя предохранению клеточной поверхности и ее целостности. Помимо этого коллаген вовлечен в процессы амбриогенеза, морфогенеза, цитодифференцировки, адгезии, клеточного движения, минерализации костной ткани. Взаимодействие коллагена с поверхностно-клеточными рецепторами влияет на направленность биохимических процессов в клетке. Коллагеновые структуры — один из главных компонентов микроокружения клеток любого типа тканей, в том числе и костной, являющейся нишей гемопоэза. Нарушение гемопоэза, сопровождающееся появлением бластных клеток, приводит к заболеванию лейкозом. Поэтому информация о влиянии сочетанного воздействия инкорпорированных радионуклидов и внешнего хронического облучения малыми дозами радиации на коллагеновые структуры представляет особый интерес.

*Пул свободных аминокислот сыворотки крови.* Проведено сравнительное с нормой изучение пула норок, подвергавшихся воздействию малых доз радиации (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Пул свободных аминокислот сыворотки крови норок при разных сроках хронического воздействия малыми дозами радиации,  $M \pm m$ , мг/100 мл

Аминокислота	Норма	Действие радиации в течение	
		2-х лет	3-х лет
	n-5	n-4	n-4
Лизин	3,02±0,68	3,77±0,71	3,26±0,511
Гистидин	1,67±0,37	1,29±0,20	1,20±0,09
Аргинин	2,20±0,83	2,32±0,44	1,71±0,32
Оксипролин	0,34±0,04	0,26±0,06	0,31±0,03
Орнитин	2,21±0,53	0,87±0,26*	0,85±0,11*
Аспарагиновая кислота	1,08±0,19	0,58±0,03*	0,99±0,34
Треонин	1,84±0,43	2,74±0,37	2,38±0,35
Серин	2,10±0,43	1,87±0,24	1,68±0,29
Глутаминовая кислота	4,50±0,86	3,38±0,76	3,87±1,11
Пролин	1,14±0,29	0,96±0,28	1,16±0,32
Глицин	4,05±0,83	3,26±0,46	3,04±0,52
Аланин	4,90±1,10	3,78±0,48	3,91±0,76
Цистеин	0,37±0,11	0,42±0,03	0,40±0,06
Валин	2,00±0,43	3,04±0,63	2,64±0,38
Метионин	0,53±0,12	0,36±0,17	0,32±0,11
Изолейцин	1,13±0,25	1,17±0,22	1,23±0,20
Лейцин	2,03±0,44	2,42±0,55	2,31±0,29
Тирозин	1,01±0,25	0,80±0,08	0,73±0,14
Фенилаланин	1,68±0,33	1,70±0,29	1,73±0,16
Таурин	4,87±1,10	6,50±0,98	6,79±1,22
Глицин	4,47±2,13	3,87±1,12	4,37±0,90
Сумма	46,82±7,92	45,41±4,47	45,00±3,88

\*— $p < 0,05$  (разница достоверна)

Данные аминокислотного анализа свидетельствуют о значительных изменениях в содержании только орнитина и аспарагиновой кислоты. В суммарном содержании свободных аминокислот различий нет. Интересно отметить, что содержание свободных аминокислот в сыворотке крови норок в 1,5 раза выше, чем у людей. Для сыворотки крови норок характерно высокое содержание таурина, являющегося радиопротектором. Неисключено, что такая относительная устойчивость к воздействию малых доз радиации по этим показателям отражает адаптационные возможности организма.

*Печень.* Пул свободных аминокислот печени норок представлен в табл. 2. Как видно, в пуле свободных аминокислот печени норок как двух-, так и трехлетнего возраста снижается содержание гистидина, глицина, аланина, тирозина. В суммарном количестве отмечена тенденция к снижению.

*Селезенка.* Изменение пула свободных аминокислот селезенки норок показано в табл. 3.



Т а б л и ц а 2. Пул свободных аминокислот печени норок при разных сроках хронического воздействия малыми дозами радиации,  $M \pm m$ , мг/100 г ткани

Аминокислота	Норма	Действие радиации в течение	
		2-х лет	3-х лет
	n-5	n-4	n-4
Лизин	$0,18 \pm 0,04$	$0,10 \pm 0,009$	$0,12 \pm 0,01$
Гистидин	$0,07 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,004^*$	$0,03 \pm 0,005^*$
Аргинин	$0,02 \pm 0,008$	$0,004 \pm 0,001$	0,01
Оксипролин	0	$0,04 \pm 0,005$	$0,04 \pm 0,004$
Орнитин	$0,05 \pm 0,003$	$0,05 \pm 0,004$	$0,06 \pm 0,007$
Аспарагиновая кислота	$0,07 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,007$	$0,06 \pm 0,009$
Треонин	$0,04 \pm 0,025$	$0,04 \pm 0,002$	$0,07 \pm 0,01$
Серин	$0,05 \pm 0,025$	$0,07 \pm 0,007$	$0,09 \pm 0,02$
Глутаминовая кислота	$0,36 \pm 0,18$	$0,14 \pm 0,01$	$0,13 \pm 0,02$
Пролин	$0,12 \pm 0,059$	$0,04 \pm 0,005$	$0,04 \pm 0,007$
Глицин	$0,21 \pm 0,009$	$0,10 \pm 0,01^*$	$0,11 \pm 0,02^*$
Аланин	$0,32 \pm 0,04$	$0,18 \pm 0,02^*$	$0,19 \pm 0,03^*$
Цистеин	$0,02 \pm 0,003$	$0,01 \pm 0,002$	0,01
Валин	$0,07 \pm 0,006$	$0,09 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,009$
Метионин	$0,04 \pm 0,009$	$0,03 \pm 0,002$	$0,03 \pm 0,007$
Изолейцин	$0,04 \pm 0,009$	$0,03 \pm 0,002$	$0,04 \pm 0,007$
Лейцин	$0,16 \pm 0,05$	$0,07 \pm 0,005$	$0,10 \pm 0,01$
Тирозин	$0,07 \pm 0,006$	$0,04 \pm 0,004^*$	$0,04 \pm 0,004^*$
Фенилаланин	$0,07 \pm 0,02$	$0,04 \pm 0,004$	$0,05 \pm 0,004$
Сумма	$2,00 \pm 0,47$	$1,19 \pm 0,11$	$1,31 \pm 0,17$

\* —  $p < 0,05$  (разница достоверна)

Т а б л и ц а 3. Пул свободных аминокислот селезенки норок при разных сроках хронического воздействия малыми дозами радиации,  $M \pm m$ , мг/100 г ткани

Аминокислота	Норма	Действие радиации в течение	
		2-х лет	3-х лет
	n-5	n-4	n-4
Лизин	$0,13 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,02$	$0,13 \pm 0,01$
Гистидин	$0,03 \pm 0,006$	$0,04 \pm 0,005^*$	$0,03 \pm 0,004$
Аргинин	$0,06 \pm 0,011$	$0,13 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,03$
Оксипролин	0	$0,18 \pm 0,01$	$0,17 \pm 0,01$
Орнитин	$0,02 \pm 0,003$	$0,006 \pm 0,001^*$	$0,02 \pm 0,002$
Аспарагиновая кислота	$0,15 \pm 0,03$	$0,23 \pm 0,02^*$	$0,16 \pm 0,01$
Треонин	$0,07 \pm 0,016$	$0,09 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,007$
Серин	$0,11 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,02^*$	$0,14 \pm 0,01$
Глутаминовая кислота	$0,64 \pm 0,013$	$0,49 \pm 0,04$	$0,32 \pm 0,04^*$
Пролин	$0,09 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,009$	$0,07 \pm 0,005$
Глицин	$0,16 \pm 0,03$	$0,20 \pm 0,02$	$0,15 \pm 0,002$
Аланин	$0,20 \pm 0,04$	$0,17 \pm 0,02$	$0,13 \pm 0,01$
Цистеин	$0,001 \pm 0$	$0,02 \pm 0^*$	$0,02 \pm 0,002^*$
Валин	$0,06 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,009^*$	$0,10 \pm 0,02$
Метионин	$0,04 \pm 0,008$	$0,005 \pm 0,004$	$0,03 \pm 0,005$
Изолейцин	$0,04 \pm 0,007$	$0,06 \pm 0,004$	$0,05 \pm 0,005$
Лейцин	$0,13 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,009$
Тирозин	$0,07 \pm 0,001$	$0,08 \pm 0,009$	$0,06 \pm 0,005$
Фенилаланин	$0,09 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,007$	$0,07 \pm 0,005$
Сумма	$2,10 \pm 0,42$	$2,38 \pm 0,22$	$1,78 \pm 0,20$

\* —  $p < 0,05$  (разница достоверна)

У норок, подвергавшихся облучению в течение 2-х лет, повышено содержание гистидина, аспарагиновой кислоты, серина, цистеина, валина и снижено количество орнитина. Сумма свободных аминокислот от нормы практически не отличается. У норок, подвергшихся облучению в течение трех лет, в пуле свободных аминокислот изменений меньше, чем в пуле двухлетних, вероятно, в результате адаптационных процессов в организме. Снижено содержание глутаминовой кислоты и повышено содержание цистеина. В сумме свободных аминокислот селезенки наблюдается тенденция к снижению. Селезенка является иммуно-компонентным органом и изменение пула свободных аминокислот свидетельствует о влиянии малых доз радиации на ее белковый обмен.

*Коллаген кожи норок при двухлетнем воздействии экзогенных и инкорпорированных радионуклидов.*

Известно, что аминокислотный состав индивидуальных белков является очень точной характеристикой их чистоты и свойств. Сравнительное изучение аминокислотного состава коллагена кожи и кости норок разных возрастных групп по отношению к норме позволило прийти к заключению о том, что ответная реакция организма на сочетанное воздействие инкорпорированных радионуклидов и внешнего хронического облучения малыми дозами радиации весьма значительна. Так, определение аминокислотного состава препаратов кислоторастворимого коллагена (табл. 4), представленного в основном I типом коллагена (с незначительными добавками III типа), показало, что в коллагене кожи норок статистически достоверно увеличивается содержание лизина — аминокислоты, отвечающей за межмолекулярные сшивки [3].

Т а б л и ц а 4. Аминокислотный состав кислоторастворимого коллагена кожи норок при разных сроках хронического воздействия малыми дозами радиации (остатки на 1000 остатков)

Аминокислота	Норма	Действие радиации в течение	
		2-х лет	3-х лет
	п-3	п-4	п-4
Оксилизин	4,80±0,27	2,40±0,58*	1,20±0,36*
Лизин	24,44±0,33	30,65±0,54*	32,52±0,81*
Гистидин	4,68±0,19	3,18±1,21	2,48±0,34*
Аргинин	46,70±0,70	50,12±2,80	46,12±1,75
Оксипролин	110,10±2,15	89,40±16,46	52,05±4,36*
Аспарагиновая кислота	47,64±1,83	55,22±1,13*	60,20±2,10*
Треонин	18,76±0,39	23,82±0,63*	28,82±1,65*
Серин	38,42±0,46	39,37±0,77	41,12±0,81*
Глутаминовая кислота	84,22±1,46	91,57±1,43*	98,62±2,30*
Пролин	114,56±2,18	104,32±4,54*	77,32±11,52*
Глицин	345,16±2,27	321,80±5,97*	361,90±9,33
Аланин	105,32±0,91	108,97±3,28	118,40±4,05*
Цистеин	0	1,82±0,64	0
Валин	8,54±1,23	22,97±1,80*	23,02±0,81*
Метионин	3,84±0,09	2,60±0,72	0,30±0,05*
Изолейцин	6,64±0,26	11,85±0,87*	13,87±2,01*
Лейцин	22,96±0,24	29,75±1,08*	32,35±2,51*
Тирозин	4,18±0,09	1,27±0,32*	0,60±0,11*
Фенилаланин	9,16±0,66	9,85±1,05	9,17±1,61

\* —  $p < 0,05$  (разница достоверна)

Наряду с этим снижается содержание оксилизина и оксипролина — аминокислот, не имеющих собственного кодона и попадающих в полипептидную цепь, при сборке белка на матрице в виде своих предшественников — лизина и пролина [4]. Оксипролин и оксилизин в молекуле коллагена образуются в результате постсинтетической модификации уже собранной полипептидной цепи белковой молекулы с помощью ферментов лизил- и пролилгидроксилазы. Для функционирования обоих ферментов необходим свободный кислород ( $O_2$ ), а в качестве кофакторов и косубстратов — аскор-

биновая кислота,  $\alpha$ - кетоглутарат и  $\text{Fe}^{2+}$  [5,6]. Количественное снижение оксипролина и оксилизина в препаратах коллагена может быть результатом снижения активности обоих ферментов (пролил- и лизилгидроксилазы). Известно, что оба фермента высокоспецифичны в отношении размеров и конформации молекулы субстрата (молекулы коллагена) и аминокислотной последовательности вблизи окисляемого остатка. Возможно и другое объяснение сниженного количества оксипролина и оксилизина, а именно задействование этих аминокислот в межмолекулярные ковалентные сшивки, что не дает возможности определить их в свободном виде после гидролиза. Помимо указанных оксипролина и оксилизина в аминокислотном составе препаратов кислоторастворимого коллагена кожи норки наблюдаются значительные изменения и по другим аминокислотам. Так, увеличивается лизин (аминокислота, отвечающая за внутри- и межмолекулярные сшивки коллагеновых структур [7]). У двухлетних норок отмечено статистически достоверное снижение гистидина, т. е. можно предположить, что кроме оксилизина и оксипролина эта аминокислота также задействована в межмолекулярных сшивках. Наблюдаются изменения в содержании пролина и глицина — аминокислот, которые наряду с оксипролином моделируют левую спираль каждой из нативных  $\alpha$ -1 и  $\alpha$ -2 цепей молекулы коллагена. В молекуле коллагена все три спирали (две  $\alpha$ -1 и одна  $\alpha$ -2 цепи ориентированы параллельно и вместе образуют правую суперспираль) [8], т. е. изменения в содержании именно этих аминокислот могут привести к определенным нарушениям в коллагеновой спирали. Если же учесть, что на поверхности всех клеток живых организмов есть коллаген-чувствительные рецепторы, то изменения в коллагеновых структурах внеклеточного матрикса могут влиять на функциональное состояние клеток, с которыми они контактируют (дифференцировка, пролиферация, направленность биохимических процессов в клетке). Кроме вышеуказанных, отмечены значительные изменения и по другим аминокислотам. Так, увеличение содержания аспарагиновой и глутаминовой кислот будет способствовать увеличению отрицательного заряда молекулы. Возрастание содержания аспарагиновой кислоты, лизина и аргинина отразится на числе доменов Арг-Лиз-Асп, ответственных за адгезию клеток на фибрилле коллагена [9]. Увеличение содержания треонина и серина может способствовать увеличению связывания углеводов. С повышением в аминокислотном составе коллагена аланина, валина, изолейцина и лейцина возрастает жесткость коллагеновой спирали.

*Коллаген кожи норки при трехлетнем воздействии экзогенных и инкорпорированных радионуклидов.* При сравнении аминокислотного состава коллагена кожи двух- и трехлетних норок, подвергавшихся влиянию малых доз радиации, обращает на себя внимание сходство изменений и даже их углубление у норки трехлетнего возраста. Так, если в аминокислотном составе коллагена двухлетних норок наблюдалась лишь тенденция к изменению содержания ряда аминокислот (оксипролин, аланин, серин, гистидин), то у трехлетних изменения этих аминокислот — достоверны. Как и у двухлетних норок, наблюдается снижение содержания оксилизина и оксипролина, вероятно, в результате снижения активности соответствующих оксидаз и нарушения процессов постсинтетической модификации молекулы коллагена. Снижение содержания гистидина и повышение лизина приведут к изменению типа сшивок в молекуле коллагена. Изменение содержания оксипролина и пролина приведет к нарушению спирали коллагена. Возрастание содержания аспарагиновой кислоты (как и глутаминовой), кроме увеличения отрицательного заряда молекулы отразится и на числе доменов Арг-Гли-Асп, ответственных за адгезию клеток на фибрилле коллагена [9]. Статистически достоверно повышается содержание треонина и серина, что отразится на связывании углеводов с молекулой коллагена. Так же, как и в коллагене двухлетних норок, возрастает содержание аланина, валина, изолейцина и лейцина, что приведет к возрастанию жесткости коллагеновой спирали.

*Коллаген кости норки при двухлетнем воздействии экзогенных и инкорпорированных радионуклидов.* Аминокислотный состав коллагена кости норки двухлетнего возраста приведен в табл. 5.

Т а б л и ц а 5. Аминокислотный состав кислоторастворимого коллагена кости норок при разных сроках хронического воздействия малыми дозами радиации (остатки на 1000 остатков)

Аминокислота	Норма	Действие радиации в течение	
		2-х лет	3-х лет
	n-5	n-4	n-4
Оксилизин	5,48±0,21	0,25	0
Лизин	37,88±0,85	105,42±8,31*	86,10±0,31*
Гистидин	6,50±0,65	21,32±4,51*	16,00±0,16*
Аргинин	49,40±1,63	79,12±23,9	54,40±0,98*
Оксипролин	75,20±4,91	5,30	0
Аспарагиновая кислота	68,76±5,18	56,87±13,31	85,00±0,43*
Треонин	29,16±1,59	46,25±8,88	55,87±0,57*
Серин	42,76±2,19	42,87±7,84	50,37±0,45*
Глутаминовая кислота	105,96±4,60	168,45±25,74*	200,30±1,66*
Пролин	100,76±8,89	42,25±10,22*	28,10±2,31*
Глицин	262,60±4,08	61,17±1,32*	59,07±0,44*
Аланин	101,06±3,69	74,15±6,24*	84,40±0,51*
Цистеин	0	10,37±1,42	6,00±0,10
Валин	23,80±2,83	47,00±4,70*	50,30±0,43*
Метионин	8,76±0,34	29,90±0,72*	25,70±0,81*
Изолейцин	15,16±0,82	50,62±0,96*	50,20±0,61*
Лейцин	42,36±0,93	106,15±6,67*	96,60±2,44*
Тирозин	10,56±1,25	27,90±1,63*	25,00±0,38*
Фенилаланин	13,86±0,88	31,27±2,18*	28,00±0,23*

\* —  $p < 0,05$  (разница достоверна)

Как видно, в коллагене кости норок происходят особые изменения. Внимание привлекает необычайно низкое количество глицина и пролина, что совершенно не соответствует таковым в молекуле коллагена. Тормозится, а то и вовсе прекращается процесс образования оксилизина и оксипролина в составе молекулы. Это свидетельствует о нарушении ее постсинтетических модификаций, осуществляющихся с помощью лизил- и пролилгидроксилазы [5,6]. По полученным данным можно предположить значительное влияние малых доз радиации либо непосредственно на упомянутые выше ферменты, либо на их субстраты — пролин, лизин и узнаваемый ферментом участок на поверхности молекулы коллагена. Резкое повышение содержания лизина и гистидина может приводить к большому количеству межмолекулярных сшивок и значительному снижению растворимости изучаемого белка. Содержание глутаминовой кислоты повышается на 30 %, что теоретически должно привести к увеличению отрицательного заряда молекулы. Следует отметить, что изменения в коллагене кости касаются практически всех аминокислот. Характер изменений в аминокислотном составе изучаемых препаратов скорее всего свидетельствует о ковалентном сшивании коллагена с неколлагеновыми компонентами. Причиной количественного уменьшения определенных аминокислот может быть экранирование их аминогрупп соединениями различной природы, входящих в состав соединительно-тканного матрикса в норме (результат сшивки с гликозаминогликанами, гликопротеинами и пр.). Не исключено инкорпорирование радионуклидов в белок и их модифицирующее влияние на аминокислотную группу определяемой аминокислоты.

Коллаген кости норок при трехлетнем воздействии экзогенных и инкорпорированных радионуклидов. Изменения, наблюдаемые в аминокислотном составе коллагена кости двухлетних норок, еще более ярко проявляются в коллагене кости трехлетних. Резкое снижение глицина в составе препарата коллагена свидетельствует о комплексной природе этого белка с другими соединениями. В препарате отсутствуют оксилизин и оксипролин, вероятно, из-

за полного торможения активности лизил- и пролилгидроксилаз. Возрастные количества лизина и гистидина подтверждает увеличение внутри- и межмолекулярных сшивок. Увеличение содержания аспарагиновой и глутаминовой кислот должно увеличить отрицательный заряд молекулы, что, в свою очередь, может сказаться на процессах кальцификации кости. В результате изменения содержания аргинина, глицина и аспарагиновой кислоты изменяется и число демонов, ответственных за адгезию клеток на фибрилле коллагена. Увеличение содержания валина, метионина, изолейцина и фенилаланина приведет к увеличению жесткости коллагеновой спирали.

**Выводы.** Установлены изменения в пуле свободных аминокислот сыворотки крови, печени, селезенки, а также в индивидуальном белке соединительно-тканного матрикса кости и кожи — коллагене. Ткани разной специфичности (кровь, печень, селезенка) неоднозначно реагируют на хроническое воздействие малых доз радиации и отличаются друг от друга количественным набором отдельных аминокислот при неизменном их суммарном содержании в общем пуле. Кровь является интегральным показателем организма. Относительно небольшие изменения в пуле свободных аминокислот сыворотки крови в условиях длительного воздействия малых доз радиации могут отражать приспособительные возможности организма. Молекула коллагена кости и кожи, синтезируемая на фоне сравнительно незначительных изменений в пуле сыворотки крови, по своему аминокислотному составу значительно отличается от таковой в норме. Изучение препаратов коллагена кожи и кости норки, в течение двух и трех лет подвергавшихся сочетанному воздействию экзогенных и инкорпорированных радионуклидов, приводит к заключению, что в отличие от других обменных процессов внескелеточный соединительно-тканый матрикс претерпевает особые изменения. При сравнении аминокислотного состава коллагена кости и кожи норки разных возрастных групп обращает на себя внимание почти полная аналогия качественных изменений. Это свидетельствует о том, что влияние малых доз радиации на коллагеновые структуры не зависит от его тканевой локализации. Отмечено, что особые изменения происходят в кости. Изменения в аминокислотном составе ее коллагеновых структур однонаправлены с таковыми в коже, но более ярко выражены. В результате проведенных исследований есть все основания предполагать, что под действием радиации коллагеновые структуры костной ткани сшиваются с неколлагеновыми компонентами (возможно, гликозаминогликанами или структурными гликопротеинами). Что касается коллагена кожи, то наличие в препаратах неколлагеновых компонентов маловероятно, хотя модифицирующее влияние радиации несомненно имеет место. Сопоставление изменений в аминокислотном составе коллагена кости, кожи и пула сыворотки крови приводит к тому, что в данных условиях повышенного распада, по-видимому, дефектных молекул коллагена не происходит. Наиболее возможные причины — изменения в активности коллагенолитических ферментов или экранизация неколлагеновыми компонентами участка, узнаваемого коллагеназой, являющейся пусковым ферментом при расщеплении молекулы коллагена, активность которой особенно высока в костной ткани нормального организма [10].

1. Орехович В. Н., Тустановский А. А., Орехович К. Е., Плотнокова Н. Е. // Биохимия. — 1948. — 13, № 1. — С. 55 — 62.
2. Кокунин В. А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов // Укр. биохим. журн. — 1975. — 47, № 6. — С. 776 — 791.
3. Piez K. A. Cross-linking of collagen and elastin // Ann. Rev. Biochem. — 1968. — 37. — P. 547 — 567.
4. Gallop P. V., Blumenfeld O. O., Seifter S. Structure and metabolism of connective tissue proteins // Ibid. — 1972. — 41. — P. 617 — 672.
5. Bornstein P. The biosynthesis of collagen // Ibid. — 1974. — 43. — P. 567 — 603.
6. Cardinale G. J., Udenfriend S. Prolyl Hydroxylase // Adv. Enzymol. — 1974. — 41. — P. 245 — 300.
7. Tanser N. L. Cross-linking of collagen // Science. — 1973. — 180, № 4086. — P. 561 — 566.
8. Ramachandran G. N., Sasisekharan V. Structure of collagen // Nature. — 1961. — 190, № 4780. — P. 1004 — 1005.
9. Kornblith A. R., Gutman A. Molecular biology of the extracellular matrix proteins // Biol. Rev. — 1988. — 63. — P. 465 — 507.
10. Woods G. F., Nicols G. J. Distribution of collagenase in rats tissues // Nature. — 1965. — 208, № 5017. — P. 1325 — 1326.



Н. В. Родионова, П. М. Мажуга,  
Е. И. Домашевская, Б. А. Горский, Г. Б. Накоренко

## ИЗМЕНЕНИЯ В СТРУКТУРЕ КОСТНОГО СКЕЛЕТА В СВЯЗИ С ИНКОРПОРАЦИЕЙ РАДИОНУКЛИДОВ

С использованием методов гистологии, электронной микроскопии и радиохимии исследовали состояние костного скелета у животных (мышевидные грызуны, норки), обитающих в Зоне отчуждения. Определено содержание  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  в костях за период 1989 — 1993 гг. Описаны изменения в гистоструктуре периоста, эндоста и компакты кости, а также в метаэпифизарной пластинке роста. Обсуждаются биологические механизмы выявленных изменений.

Клинические наблюдения и результаты экспериментальных исследований последних лет полностью опровергли представление о высокой радиорезистентности костной ткани. Костная ткань обладает способностью депонировать радионуклиды (РН). Морфо-физиологической базой кумулирования РН является уникальная структура, химический состав и метаболизм костной ткани [1,7]. Особо опасен  $\text{Sr}$ , являющийся остеотропным элементом с большим периодом полураспада, которым загрязнена Зона отчуждения и другие районы.  $^{90}\text{Sr}$  фиксируется в кости, замещая кальций в кристалле оксипатита, в результате чего в кости создается источник хронического облучения [2,7]. Это может приводить к развитию патологических изменений в кости, которые изучены еще мало. Следует учитывать, что костная ткань и ее клетки являются элементами кроветворного микроокружения. Депонирование РН в кости может существенно повлиять на процессы кроветворения в костном мозге [3]. За годы, прошедшие после аварии, частота появления хромосомных aberrаций в клетках костного мозга у животных не уменьшается [5]. В связи с консерватизмом костной ткани пострадиационные изменения в ней могут проявиться в отдаленные сроки после аварии. Уже сейчас возрос уровень заболеваний опорно-двигательного аппарата, особенно у детей. Поэтому изучение состояния костной ткани и костного скелета у животных в условиях обитания в Зоне отчуждения актуально.

Задача настоящей работы — изучение структурных изменений в кости животных (мышевидные грызуны), обитающих в Зоне, и норки, содержащихся на звероферме отдела экспериментальной радиобиологии животных НТЦ НПО «Припять».

**Материал и методы исследования.** В качестве объектов для исследования отловлено в естественных биоценозах 35 взрослых лесных мышей и полевков, из них в зоне ЧАЭС — 19 животных, на условно чистых территориях — 16 животных. Эти животные не склонны к миграции, поскольку они на протяжении всей своей жизни употребляли загрязненный РН корм. Материал от норки был взят в 1992 г. (6-месячные и 2-годичные особи) и в 1993 (1- и 2-годичные особи) — всего 10 животных. Как контроль были отобраны животные аналогичного возраста на зверофермах (г. Черкассы, г. Житомир). Для гистологических исследований трубчатые кости конечностей фиксировали в 10%-ном нейтральном формалине (3 — 4 недели), затем проводили декальцинацию материала (2 — 4 месяца) в 10%-ном растворе ЭДТА или 8%-ном растворе  $\text{HNO}_3$ , обезживали и заключали в парафин.

Гистосрезы окрашивали гематоксилин-тионин-эозином, гематоксилином по Делавильду, ставили гистохимические реакции: на выявление в кости ШИК-положительных субстанций (ШИК-реакция) и сульфатированных гликозаминогликанов (альциановым синим), коллагеновые волокна выявляли по методу Маллори.

Для электронной микроскопии образцы кости фиксировали в 2,5%-ном растворе глутаральдегида, напыляли золотом и просматривали в растровом микроскопе «Тесла BS-301». Содержание РН (стронция-90, цезия-137, цезия-134) в костях скелета у экспериментальных животных определяли  $\gamma$ -спектрометрическим и радиохимическим методами на базе НПО «Припять».

Результаты исследования. Анализ полученных результатов свидетельствует о том, что у мышевидных грызунов, постоянно находящихся в условиях Зоны отчуждения, в костях скелета, по сравнению с контролем, увеличивается количество РН, и прежде всего стронция-90 (табл. 1). У норок, содержащихся на звероферме вблизи АЭС и получающих корм, загрязненный РН, в костном скелете также происходит накопление стронция-90 (табл. 2). Его количество в костях у норок в разные годы (1992 и 1993 гг.) после аварии остается примерно на одном и том же уровне.

Т а б л и ц а 1. Содержание РН в костях скелета у мышевидных грызунов

Животные		РН, Ки/кг массы		
		$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Мышь домовая	(кости конечностей, 1992)	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$3,1 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$
» полевая	(» » ,1993)	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$
» »	(» скелета ,1993)	$5,4 \cdot 10^{-8}$	$3,1 \cdot 10^{-9}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$
» лесная	(» конечностей,1993)	$2,7 \cdot 10^{-8}$	$5,5 \cdot 10^{-8}$	$4,3 \cdot 10^{-7}$
Контроль (Киев, Феопания)				
Мышь домовая	(кости конечностей ,1992)	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$1,9 \cdot 10^{-9}$
» »	(» » ,1993)		$5,7 \cdot 10^{-8}$	$5,2 \cdot 10^{-9}$
» полевая	(» скелета ,1993)	$1,7 \cdot 10^{-10}$	$7,1 \cdot 10^{-9}$	$6,4 \cdot 10^{-9}$
» лесная	(» конечностей ,1993)	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$2,7 \cdot 10^{-10}$

Т а б л и ц а 2. Содержание РН в костях скелета у норок

Животные		РН, Ки/кг массы		
		$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Норка половозрелая	(1989)	$9,2 \cdot 10^{-9}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$
» »	(1990)	$4,2 \cdot 10^{-9}$	$5,6 \cdot 10^{-8}$	$5,9 \cdot 10^{-8}$
» »	(1991)	$3,7 \cdot 10^{-9}$	$6,1 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$
» молодая	(1993)	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$
Контроль (Житомир, Черкасы)				
Норка половозрелая	(1989)	$8,5 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$7,1 \cdot 10^{-9}$
» »	(1990)	$1,8 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$9,5 \cdot 10^{-9}$
» »	(1991)	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$6,0 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-11}$
» »	(1993)	—	$4,2 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$

Накопление стронция-90 в костях скелета у мышей и норок, являющегося конкурентом кальция при формировании минерального компонента кости, несомненно, должно сказаться на интенсивности ростовых и остеопластических процессов в кости, структуре межклеточного матрикса.

Результаты исследований показали, что гистоструктура периоста, периаостальной кости и отдельных локусов мезостальной компакты у половозрелых мышей близка к нормальной, имеет продольно ориентированную волокнистость с относительно равномерным распределением остецитов. В то же время внутренний слой эндостальной компакты и значительная часть мезоста обнаруживают ряд изменений, которые у контрольных особей обычно не встречаются.

В частности, костная ткань здесь неравномерна по плотности, количественному распределению остецитов и межклеточного волокнистого вещества (рис. 1 и 2). В фибриллярном матриксе отмечаются вихревидные завитки, очаги уплотнения без видимой продольной ориентировки коллагеновых волокон.

Остеоциты в местах уплотнения и завитков волокон расположены сравнительно часто (50 — 60 и более в поле зрения) и неравномерно. Очаги костной ткани с уплотненной и измененной архитектоникой волокон выделяются базофильной окраской, поэтому общая картина костной компакты в диафизарных областях трубчатых костей на окрашенных гематоксилином и эозином срезах выглядит мозаично. Клетки (остеоциты) в базофильных очагах костной ткани отличаются большим разнообразием по размерам, форме, окраске и плотности распределения в матриксе. В завитках коллагеновых фибрилл они нередко располагаются гнездами. Такие отклонения в структурном состоянии клеток и матрикса костной ткани являются результатом извращенного течения остеогенеза, который по многим признакам напоминает встречающийся в костной патологии несовершенный остеогенез (*Osteogenesis imperfecta*).



Рис. 1. Изменения в костном матриксе по типу несовершенного остеогенеза; окраска гематоксилин-тионин-эозин (увеличение 400)

Со стороны эпифизарной хрящевой пластинки роста в зоне метафиза заметны обширные полости и ниши резорбции хряща при крайне невыразительных признаках образования губчатой субстанции кости, т. е. имеет место нарушение эндостального остеогенеза.

Метаэпифизарная пластинка роста у 6-месячных норок хорошо выражена и имеет характерную структуру в виде столбиков хондроцитов с прослойками хряща между ними. Она хорошо видна на гистопрепаратах, окрашенных гематоксилин-тионин-эозином, а также при окраске альциановым синим (pH 1,4). У 6-месячных норок метаэпифизарная пластинка вдвое массивнее, чем у животных 1-годовалого возраста. У животных 2-годовалого возраста ростковый хрящ уже находится в состоянии, близком к полному замещению костью.

От темпов репродукции хондроцитов, их созревания и времени перехода в гипертрофированное состояние в метаэпифизарном хряще зависит скорость роста трубчатой кости, поэтому количественный показатель содержания хондроцитов в столбиках можно использовать как критерий его функциональной оценки. Отмечены различия в темпах роста скелета у животных из Зоны отчуждения и контрольной группы. В дистальном метаэпифизарном хряще бедренной кости 1-годовалых норок (контроль) вертикальные колонки в зоне гипертрофии содержат  $7,2 \pm 0,3$  хондроцитов, тогда как у норок со зверофермы в зоне таких клеток насчитывается  $5,1 \pm 0,2$ . Это свидетельствует о том, что темпы продольного роста скелета у норок Зоны ЧАЭС ниже, чем у контрольных животных.





Рис. 2. Неравномерность расположения остеоцитов в костном матриксе; окраска гематоксилин-тионин-эозин (увеличение 280)

В фибриллярном каркасе периоста выявлены зоны деструкции и разрушения фибриллярных пучков. Периостальная кость разрыхлена, в ней встречаются участки резорбции, заполненные клетками фибробластического типа. По-видимому, здесь имеет место процесс фиброзной остеодистрофии. Аналогичные участки фиброзного перерождения кости обнаруживаются на эндостальных поверхностях.

Окраска структур кости с помощью метода Маллори позволила выявить в эндостальной кости очаги деминерализации костного матрикса. Характерным для компакты кости норки из Зоны ЧАЭС является неравномерность распределения остеоцитов (рис. 2). Это отражает неравномерность остеопластического процесса в ходе морфогенеза кости.

На сканограммах в компакте выявлены своеобразные расколы и «щели», иногда заполненные фибриллярной тканью. Вероятно, это зоны деминерализации. В отдельных зонах компакты у норки, как и у мышей из Зоны ЧАЭС, коллагеновые фибриллы матрикса теряют типичную упорядоченность и имеют вид завитков с уплотнениями (по типу несовершенного остеогенеза).

**Обсуждение полученных данных.** При хроническом поступлении в Зону отчуждения в малых дозах РН (прежде всего стронция-90) в организм животных с пищей, водой, при вдыхании с воздухом происходит его постоянное включение в состав минерализованного костного матрикса, в результате чего в системе костного скелета развивается комплекс адаптивно-компенсаторных и патологических реакций на тканевом и клеточном уровнях.

Среди структур и факторов, имеющих существенное значение в депонировании в кости РН, следует отметить высокий уровень кровоснабжения кости, большую площадь поверхностей костных трабекул, прилежащих к кровотоку, характер строения кровеносного русла, трофическую каналикулярно-лакунарную сеть в ее компакте, а также особенности ростовых процессов в ходе онтогенеза [1, 4, 7].

В трубчатой кости наиболее высокая концентрация РН обнаружена в зонах метафиза (ростковых зонах кости), где наблюдается интенсивная васкуляризация с явлениями стаза крови [1]. Наши исследования на норках из Зоны ЧАЭС показали, что накопление в костях стронция-90 и цезия-137 сопровождается снижением интенсивности ростовых процессов в метаэпифизарных хрящевых пластинках и трубчатых костей в целом.

В периостальной и эндостальной кости, а также в компакте выявлены

очаги фиброзной остеодистрофии. В основе их появления лежит деминерализация матрикса кости, обусловленная элиминацией кальция для поддержания его гомеостаза в организме.

Выявленные у мышей и норок изменения в костном матриксе по типу несовершенного остеогенеза описаны у людей как периостальная дистрофия, врожденная хрупкость костей, болезнь Лобштейна; в нашем случае обращалось внимание на явления генерализованного остеопороза и повышенную ломкость костей. Несовершенное костеобразование — болезнь, передающаяся по наследству по аутосомно-доминантному типу. Объяснить появление подобных нарушений в костной ткани у животных, обитающих в Зоне отчуждения, можно следующим образом. Поскольку отложения костного минерала распределяются преимущественно по ростковым зонам кости (периост, эндост, метафизы), то накапливающийся в зонах роста радиоактивный стронций непосредственно воздействует на функционально активные популяции остеогенных клеток. Основной функцией остеобластов, как известно, является продуцирование органической части матрикса костной ткани (коллагеновых белков и гликозаминогликанов). Выдача геном (генами) информации в виде транскрипции специфических информационных РНК происходит в условиях временного разобщения нитей двуспиральной ДНК, когда каждая из них оказывается в наиболее уязвимом для мутагенов состоянии. Именно в процессе транскрибирования в полинуклеотидных цепях ДНК под действием ионизирующего фактора могут возникать нарушения, которые отрицательно скажутся на полноценности выдаваемой информации и построении белковых молекул, а значит, и на всем последующем ходе остеопластического процесса. В костях скелета у животных из зоны радиоактивного загрязнения в связи с инкорпорацией стронция-90 и цезия-137 создаются условия, приводящие к нарушениям в генетическом коде остеогенных клеток и коллагеногенезу, напоминающим по своим последствиям несовершенный остеогенез. Повреждение метаболизма коллагена является одним из основных моментов, определяющих нарушение процессов минерализации костной ткани. Можно сделать вывод [7], что в условиях лучевого воздействия матричные функции органического вещества кости и локальные механизмы связи между отдельными факторами кальцификации повреждаются. Выявлены [2, 6, 7] существенные сдвиги в системе гликозамингликанов. Эти изменения сохраняются значительно дольше, чем изменения в коллагеновых белках костного матрикса. Более того, нарушения в системе гликозамингликанов и отсутствие их репарации тормозят полноценное восстановление фибриллогенеза белково-углеводных комплексов, а следовательно, процесс компенсаторной минерализации.

**Выводы.** У животных (мышевидные грызуны и норки) в условиях использования загрязненного радионуклидами корма в Зоне ЧАЭС в костном скелете происходит накопление стронция-90 (в 10 и более раз по сравнению с контролем). В костной ткани выявлены структурные изменения по типу встречающегося в костной патологии несовершенного остеогенеза (*Osteogenesis imperfecta*). Отмечено также замедление ростовых процессов и развитие фиброзной остеодистрофии.

1. Любашевский Н. М. Метаболизм радионуклидов в скелете позвоночных. — М.: Наука, 1980. — 255 с.
2. Москалев Ю. И. Отдаленные последствия ионизирующих излучений. — М.: Медицина, 1989. — 464 с.
3. Радиационная медицина / Под ред. А. П. Лазаря. — Киев: Здоровье, 1993. — 221 с.
4. Родионова Н. В. Функциональная морфология клеток в остеогенезе. — Киев: Наук. думка, 1989. — 189 с.
5. Соколов В. Е., Криволицкий Д. А., Усачев В. Л. Дикие животные в глобальном радиэкологическом мониторинге. — М.: Наука, 1989. — 150 с.
6. Торбенко В. П., Касавина Б. С. Функциональная гистохимия костной ткани. — М.: Медицина, 1977. — 272 с.
7. Френкель Л. А., Калмыков Л. З., Ланько А. И. и др. Радиобиология костной ткани. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 276 с.
8. Ярмоненко С. П. Радиобиология человека и животных. — М.: Высш. школа, 1988. — 360 с.



В. И. Чернюк, М. Я. Болсунова.  
О. М. Ткаченко, В. П. Рябцева, Г. В. Мещеряков

## УСЛОВИЯ ТРУДА И ДИНАМИКА РАБОТОСПОСОБНОСТИ У ОПЕРАТОРОВ ТЯЖЕЛЫХ СТРОИТЕЛЬНО- ДОРОЖНЫХ МАШИН В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Представлены данные об условиях труда и состоянии работоспособности по одной из групп ликвидаторов-операторов тяжелых строительных машин (бульдозеры, экскаваторы, автокраны, погрузчики), занятых захоронением радиоактивных отходов.

На территории Зоны отчуждения ЧАЭС уже несколько лет вахтовым методом работают значительные контингенты ликвидаторов последствий аварии, испытывающих воздействием ионизирующих излучений в сочетании с другими физическими и химическими производственными факторами.

Эти исключительные обстоятельства вполне оправдывают большой интерес различных исследователей к изучению состояния здоровья ликвидаторов. Работа [1] дает основание считать, что выявляемые нарушения здоровья — результат комплексного воздействия радиационного фактора в сочетании с факторами производственной среды.

Однако этот вопрос требует более глубокого и всестороннего изучения. Прежде всего, на наш взгляд, необходимо сопоставление трудовых и факторных нагрузок, характерных для различных профессиональных групп ликвидаторов, с выявляемыми у них нарушениями состояния здоровья, что позволило бы сделать вывод о степени риска для здоровья при выполнении тех или иных работ в зоне. Существенную информацию о функциональном напряжении и перенапряжении организма работающих можно получить на основе сопоставления данных физиологических исследований лиц различных профессий в динамике смены, вахты, годового цикла работ с параллельным контролем состояния их здоровья. В доступной литературе крайне мало публикаций, посвященных этим проблемам.

До последнего времени остаются не разработанными именно гигиенические и физиологические аспекты труда ликвидаторов.

Учитывая особенности радиационно-экологической обстановки в Зоне отчуждения, имеются основания для выделения в качестве групп риска прежде всего профессиональных групп лиц, работающих на открытом воздухе и подвергающихся дополнительной опасности попадания радионуклидов в организм (особенно  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучателей) с пылью через органы дыхания. В качестве таких критических групп ликвидаторов нами выделено: операторы землеройной техники, водители большегрузных автомобилей, рабочие (бурильщики, сварщики, бетонщики), персонал, связанный с дозиметрией и дезактивацией. Учитывая значительную психологическую напряженность, целесообразно выделить также ответственных работников зоны.

В настоящей статье представлены данные об условиях труда и состоянии работоспособности одной из групп ликвидаторов-операторов тяжелых строительных машин (бульдозеров, экскаваторов, автокранов, погрузчиков), занятых захоронением радиоактивных отходов.

Гигиенические факторы производственной среды (шума, вибрации, микроклимата, пыли и др.) исследовались общепринятыми методами в соответствии с требованиями ГОСТ 12.1.003-83 и ГОСТ 12.1.012-80. В отобранных сотрудниками Института геохимии НАН Украины пробах пыли определялся уровень активности радионуклидов (по  $^{137}\text{Cs}$ ).

Состояние работоспособности операторов изучалось по измерениям ЦНС, ССС, слухового и вестибулярного анализаторов.

Функциональное состояние ЦНС исследовали методом условно-рефлекторных реакций на световой и звуковой раздражители; ССС — электрокардиографическим и звуковым методом Короткова; вестибулярного

анализатора — по методике экспресс-диагностики, разработанной К. Ф. Тринусом и основанной на балльной оценке клинических тестов по вестибулометрии [3 — 5]; слуховую функцию изучали методом тональной аудиометрии по частотам 250, 500, 1000, 4000 Гц с помощью аудиометра МА-31.

Исследования проведены в течение рабочего дня на протяжении вахты — в ее начале (3 дн.), середине (9 — 11 дн.) и в конце (12 — 14 дн.) при выполнении типичных технологических операций — копании траншей, перемещении и планировании грунта, выгрузке и распределении подлежащих захоронению радиоактивных материалов.

Средний возраст работающих составил  $31,5 \pm 2,7$  и стаж работы по профессии  $21,1 \pm 3,4$  г., из них  $4,1 \pm 0,5$  г. работы в Зоне отчуждения ЧАЭС.

Результаты исследования обработаны статистически с применением корреляционного анализа для выявления возможной связи между изменениями физиологических функций и дозовыми нагрузками, возрастом и стажем работы в зоне.

Проведенными исследованиями установлено, что по степени влияния вредных факторов нерадиационной природы на рабочих местах операторов в наиболее неблагоприятных условиях находятся бульдозеристы, особенно работающие на машинах со значительным техническим износом (табл. 1). На всех машинах имеет место значительное превышение ПДУ шума (7 — 20 дБА), общей (5 — 10 дБ) и локальной (2 — 3 дБ) вибрации. В отдельных случаях отмечены превышения ПДК окиси углерода и углеродов нефти (в 1,5 — 2 раза).

Т а б л и ц а 1. Гигиеническая характеристика условий труда водителей большегрузных автомобилей

Типы машин	Уровни неблагоприятных производственных факторов						
	Шум, дБА экв.	Общая вибрация, $L_v$ дБ экв.	Локальная вибрация, $L_v$ дБ экв.	Пыль, мг/м <sup>3</sup>	Температура воздуха, °С	СО, мг/м <sup>3</sup>	Углеводороды нефти, мг/м <sup>3</sup>
Бульдозеры:							
ДЭТ-250	91 — 94	113 — 117	115 — 117	27,0 — 47,0	25,2	32,0	300
Т-140	81 — 83	112 — 118	109 — 112	14,2 — 40,2	24,5	Н/о	Н/о
Т-130	83 — 86	114 — 118	109 — 110	13,3 — 13,6	29,6	Н/о	Н/о
Т-130	82 — 86	112 — 117	111 — 112	16,3 — 61,8	24,4	Н/о	Н/о
Т-170	84 — 87	112 — 116	110 — 112	12,3 — 38,8	28,4	18,3	203
БАТ-М	100	115 — 119	114 — 116	16,0 — 12,1	26,6	46,0	370
Экскаваторы:							
ЭО-5522	83 — 85	108 — 110	109 — 110	2,2 — 5,8	26,9	Н/о	Н/о
ЭО-5522	83 — 85	108 — 110	110 — 111	3,0 — 4,0	26,4	Н/о	Н/о
Автопогрузчики:							
ТО-18	82 — 84	115 — 119	110 — 112	8,3 — 14,7	25,6	20,0	160
«Stalowa Wola»	82 — 84	103 — 105	106 — 110	14,7 — 39,2	28,7	16,2	Н/о
Допустимые величины (ПДК, ПДУ)	80	107	112	4	28	20	300

Условия труда на экскаваторах характеризовались превышением ПДУ шума и общей вибрации (на 2 — 3 дБ). На автопогрузчиках, автоскреперах отмечена интенсивная общая вибрация (превышение ПДУ на 8 — 10 дБ), сочетающаяся с умеренными уровнями шума (превышение ПДУ на 3 — 6 дБА).

Уровень запыленности воздуха рабочей зоны (табл. 2) оказался наибольшим в кабинах бульдозеров (превышение ПДК до 15 — 17 раз); на автоскреперах, автопогрузчиках превышение ПДК пыли достигало 2 — 3 раза; на экскаваторах уровень запыленности воздуха рабочей зоны был близок к ПДК. Следует отметить, что около 70 % пылевых частиц имели размеры менее 5 мкм.

Исследования активности радионуклидов (по <sup>137</sup>Cs) в отобранных сотрудниками Института геохимии НАН Украины пробах пыли показало, что она варьирует от фоновых величин до 25,7 БК/м<sup>3</sup> ПЗРО «Буряковка» и от 6,5 БК/м<sup>3</sup> до 19,47 БК/м<sup>3</sup> в г. Чернобыль.

**Т а б л и ц а 2. Радионуклидный состав пыли в воздухе рабочей зоны в кабинах тяжелых строительных машин**

Типы машин	Масса твердой фазы, мг	Распределение частиц пыли по дисперсности			Средняя активность радионуклидов БК (по $^{137}\text{Cs}$ )	Средняя активность $^{137}\text{Cs}$ , БК, за вычетом радифона в объеме воздуха	
		до 1 мкм	1 — 5 мкм	5 — 10 мкм		0,3 м <sup>3</sup>	9 м <sup>3</sup>
Бульдозеры:							
Т-130, ДЭТ-250 (Хатки)	5.9 — 19.1	8 — 11	50 — 65	24 — 40	2.7 — 10.88	Фон — 7.88	Фон — 236.4
Т-130, БАТ-М (Буряков-ка)	10.3 — 37.8	6 — 12	70 — 75	13 — 24	2.11 — 10.7	Фон — 7.7	Фон — 231.0
Экскаватор ЭО-5522 (Буряков-ка)	0.9 — 3.5	4 — 6	60 — 70	24 — 36	4.2 — 4.6	1.2 — 1.64	36.2 — 49.2
Бульдозер Т-170 (Чернобыль)	76.0 — 135.0	—	—	—	2.08 — 4.26	Фон — 3.96	—
Погрузчик «Stalowa Wola»	67.0 — 95.0	—	—	—	1.9 — 3.0	Фон	—
Автомобиль БелАЗ	10.8 — 13.4	—	—	—	1.98 — 3.97	Фон — 1.97 370	—

Физиологические исследования показали, что уже в предвахтенный период у операторов выявляются существенные изменения функционального состояния ряда физиологических систем. Так, высокие уровни артериального давления (АД) до 190/130 мм рт. ст. и снижение эффективности работы сердца обнаружено у 56 % обследованных операторов, признаки умеренно выраженной вестибулярной дисфункции у 76 % операторов, разная степень постоянного снижения слуха у 59 % обследованных. Характерно, что у операторов таких же машин, работающих в чистой зоне, изменения слуха выявлялись в 2 — 3 раза реже и пороги слуха были на 4 — 10 дБ ниже по сравнению с операторами, работающими в Зоне отчуждения.

Неблагоприятные изменения в физиологических реакциях операторов возрастали особенно к концу вахтенного периода. Существенные изменения наблюдались со стороны ССС, проявляющиеся под влиянием дозированной физической нагрузки (табл. 3). Изменения АД в ответ на нагрузку как в начале, так и в конце вахты были достоверно значимыми. Различия в приросте систолического артериального давления (АДс) в начале и в конце вахты — не значительны, слабо выражены колебания диастолического артериального давления (АДд), но обнаружена высокая динамичность пульсового давления (АДп). В конце вахты под влиянием дозированной нагрузки прирост АД становится существенно выше. Прирост минутного объема крови (МОК) также был выше в конце вахты и обусловлен, главным образом, возрастанием частоты сердечных сокращений (ЧСС), что свидетельствует об неэкономичном типе реагирования ССС. У операторов после нагрузки усиливается также колебание АДд, что позволяет предположить неблагоприятный характер реакций ССС, чаще оцениваемый как признак нарастающего утомления.

Следует отметить, что в ответ на дозированную нагрузку у операторов тяжелых машин, работающих в зоне с момента аварии с увеличением ЧСС ИН сердечного ритма не возрастал, а достоверно уменьшался от 400 — 600 до нагрузки, до 50 — 120 после нагрузки. Это может служить показателем снижения адаптационных возможностей организма, поскольку у лиц с малым стажем работы в зоне и у лиц молодого возраста ИН в ответ на нагрузку, как правило, возрастал. Следовательно, функционирование ССС у операторов тяжелых машин под влиянием дозированной нагрузки протекает в определенной мере в напряженном режиме.

Исследованиями слуховой чувствительности в динамике рабочего дня и вахты установлено, что к концу рабочего дня, как правило, наблюдается сни-

Т а б л и ц а 3. Изменение показателей функционального состояния ССС у операторов тяжелых машин

Физиологические функции	Начало вахты				Конец вахты			
	до нагрузки		после нагрузки		до нагрузки		после нагрузки	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Ч С С , уд/мин	78,6+2,10	85,0+6,28	114,6+3,5	125,2+3,3	84,5+1,71	90,6+1,97	113,3+2,9	126+3,20
АДс, мм рт. ст.	198,9+5,65	131,6+5,33	155,7+4,41	134,4+7,7	140,0+6,97	138,0+5,99	163,0+5,21	161,3+6,03
АДд, мм рт. ст.	97,5+5,31	98,0+3,75	92,0+4,71	89,3+3,36	112,4+5,18	110,5+3,56	95,6+4,26	93,1+3,73
МОК, л	2,65+0,27	2,58+0,24	5,84+0,70	6,02+0,52	2,22+0,19	2,03+0,18	5,18+0,49	6,53+0,3
ОПСС	3671+261	3475+203	1813+219	1633+150	5534+361	4935+346	2275+220	1545+156
ИН	183,0+15,8	372,3+34,1	93,5+24,1	192,9+28,2	246,5+19,2	357,1+25,3	144,1+18,3	212,4+21,4

П р и м е ч а н и е. 1 — до начала рабочего дня, 2 — к концу рабочего дня.

жение порогов слуха по всем исследуемым частотам, но только со середины вахты эти сдвиги могли расцениваться как утомление слуха (сдвиг на 5 — 9 дБ на частоте 500 Гц).

Что касается вестибулярного анализатора, то выявленные в довахтенном состоянии признаки умеренно-выраженной вестибулярной дисфункции сохранились в течение вахты и мало изменялись в течение рабочего дня и периода вахты.

Анализ корреляционных связей показал, что изменения физиологических функций в значительной мере могут быть обусловлены накопленной дозой ( $r = 0,48 + 0,83$ ,  $p < 0,01$ ), так как их зависимость от возраста и стажа работы в зоне проявляются в меньшей мере ( $r = 0,28 + 0,52$ ,  $p < 0,05$ ).

Вывод. Таким образом, результаты проведенных исследований позволяют сделать вывод о том, что выраженные изменения физиологических функций (ЦНС, ССС, слухового и вестибулярного анализаторов), в процессе труда у операторов тяжелых машин, работающих в Зоне отчуждения ЧАЭС, могут возникать под влиянием неблагоприятных производственных факторов, в том числе и радиационного. С этим необходимо считаться при разработке профилактических мер по оздоровлению условий труда, прежде всего по пылеподавлению и герметизации кабин.

Учитывая неблагоприятные изменения в функциональном состоянии организма у значительной части обследованных операторов в довахтенный период, считаем целесообразным разработку на базе компьютерной техники специальной системы контроля психофизиологического состояния операторов и ее использование для предвахтенного и текущего контроля, а также при проведении предварительных и периодических медицинских осмотров. Необходима также система мер по коррекции выявленных функциональных отклонений. Чрезвычайно важен вопрос о том, при накоплении какой индивидуальной дозы Ра-облучения возникает риск развития предпатологии и патологии.

1. Нягу А. И., Степанова А. И., Чумак А. А. и др. Состояние здоровья персонала 30-км ЧАЭС // Итоги оценки медицинских последствий аварии на ЧАЭС. — Киев, 1991. — С. 162 — 164.
2. Тринус К. Ф., Поскрилко Ю. А. Роль вестибулярного анализатора в эргономическом обеспечении авиapolетов // Эргономические проблемы безопасности авиapolетов / Под ред. проф. В. Г. Денисова. — Киев: КИИГА, 1987. — С. 92 — 97.
3. Uemura T., Suzuki S.-I., Hozawa T., Hirstein S. M. Neuro-otological examination with spesimal reference to equilibrium function tests Tokyo: Igaki shoin ltd, 1977. — 178 p.
4. Claussen C.-F. Schwindel Symptomatik. Diagnostik, Therapie. Hamburg: Edition Rudat & Co, 1983. — 255 p.
5. Dix M. R., Hood I. D. — Chichester: H. Sohn Willey & Sons, 1984. — 491 p.



Н. В. Бондарь, В. Ф. Безруков, П. С. Вовк, Э. Р. Степанская,  
С. Н. Храпунов

**НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ  
ХРОМАТИНА ПЕЧЕНИ  
И СЕМЕННИКОВ КАНАЛЬНОГО СОМА  
(ISTALURUS PUNCTATUS) ИЗ ПРУДА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС**

Изучены электрофоретические спектры ядерных белков, а также фрагментов ДНК, которые образуются в результате активации ядерных нуклеаз клеток печени и семенников канальных сомов из пруда-охладителя ЧАЭС. Выявлены тканевые отличия в фракционном составе тистона НН и негистоновых белков хроматина печени и семенников.

Детальное изучение механизма действия радиации на наследственный аппарат организма является актуальным при исследовании последствий аварии на ЧАЭС. Большинство работ в данном направлении посвящено исследованию изменений либо на молекулярном уровне, либо на уровне целого организма. При этом недостаточное внимание уделяется изучению того, как изменяется в условиях воздействия радиации структурная организация генома, отражается ли это воздействие на упаковке ДНК в составе хроматина.

Известно, что определяющая роль в структуре хроматина и активации генома принадлежит белкам: гистонам и негистоновым белкам, в частности эндогенным ядерным нуклеазам [3]. Нуклеазы не только участвуют в обмене нуклеиновых кислот, но и могут изменять упругие напряжения отдельных петель ДНК в составе хроматина, задействованы в процессах репарации и рекомбинации [1]. Показано [2], что изменение функционального состояния лимфоцитов сопряжено с изменением активности Са, Mg-зависимой нуклеазы и степенью компактизации хроматина [2]. Имеются сведения о ключевой роли Са, Ма-зависимой нуклеазы при интерфазной гибели клеток, вызванной радиационным поражением [2]. Поэтому изучение фракционного состава белков хроматина, а также активности ядерных нуклеаз у организмов, постоянно испытывающих действие радиоактивного загрязнения среды обитания, представляет значительный интерес.

Цель данной работы — исследование особенностей структуры хроматина печени и семенников канальных сомов (*Ictalurus punctatus*) из пруда-охладителя ЧАЭС, в частности изучение фракционного состава ядерных белков, а также фрагментов ДНК, образующихся в результате активации эндогенных ядерных нуклеаз этих тканей. Для изучения воздействия радиации на структуру хроматина был проведен сравнительный анализ рыб двух возрастных групп (3 — 5 и 7 — 9 лет), различное время испытывавших действие радиационного загрязнения.

Материалы и методы исследований. Материал для исследований (печень и семенники канального сома) получен в ноябре 1993 г. на пруде-охладителе ЧАЭС. Ткани помещали в жидкий азот и хранили в лаборатории.

Выделение ядер проводили по общепринятому методу [4]. При сравнительном анализе активности эндогенных нуклеаз ядер гепатоцитов двух возрастных групп рыб ядра выделяли из смеси фрагментов печени представителей каждой группы. Навеску ткани размораживали в 10-кратном объеме буфера А (0,25 М сахара, 0,01 М MgCl<sub>2</sub>, 0,025 М KCl, 0,01 М Трис-HCl, pH 7,5), измельчали ножницами, а затем гомогенизировали в ножевом гомогенизаторе РТ-2 в течение 2 мин при 3000 об/мин. Затем материал гомогенизировали в стеклянном гомогенизаторе Поттера с тефлоновым пестиком (20 ходов). Гомогенат фильтровали через четыре слоя марли и центрифугировали на центрифуге РС-6 15 мин со скоростью 3000 об/мин. Осадок суспендировали с помощью поршневого гомогенизатора в 50 мл 0,5 %-ного раствора Тритон-Х-100 на буфере А. Ядра осаждали центрифугированием в том же режиме в течение 10 мин.

Полученный осадок трижды промывали избытком буфера А, ресуспен-

дируя с помощью поршневого гомогенизатора и осаждая центрифугированием на РС-6 (10 мин, 3000 об/мин). Все операции проводили при 0 — 4°C. Растворы содержали ингибиторы протеаз: метабисульфит натрия (0,05 М) и фенолметилсульфонилфторид (0,1 мМ), а также 1 мМ ЭДТАNa<sub>2</sub> для ингибирования нуклеаз.

Мазок ядер окрашивали ацестоорсеином; чистоту и целостность ядер оценивали с помощью микроскопического контроля. Спектрофотометрически определяли концентрацию ДНК в суспензии ядер.

*Экстракцию основных белков* из ядер проводили методом Джонса [5]. К осадку ядер добавляли 0,25 М HCl и оставляли для экстракции белка на 4 ч при 4 °С. Затем центрифугировали на центрифуге ЦЛР-1 со скоростью 5000 об/мин 20 мин. К надосадочной жидкости добавляли трихлоруксусную кислоту до 18 % и оставляли на 15 мин. Затем снова центрифугировали 10 мин со скоростью 5000 об/мин. Надосадочную жидкость сливали. Осадок трижды промывали в ацетоне, тщательно растирая белок стеклянной палочкой, и осаждали на ЦЛР-1 со скоростью 3000 об/мин 5 мин. Осадок высушивали под вакуумом.

*Электрофорез основных белков* осуществляли в вертикальных блоках полиакриламидного геля (15 см × 15 см × 0,1 см) по методу [4]. Гель содержал 15 %-ный акриламид, 0,4 %-ный бисакриламид, 3%-ную уксусную кислоту, 2,5 М мочевины, 0,5%-ный ТЕМЕД и 0,125 %-ный персульфат аммония. Электродный буфер — 3%-ная уксусная кислота. Буфер, в котором растворяли белок для нанесения на электрофорез, состоял из 1%-ной уксусной кислоты, 15%-ного глицерина, 0,01%-ный пиронина G. Преелектрофорез длился 3 ч при напряжении 200 В, электрофореза — 1 ч при напряжении 200 В. Белки окрашивали, выдерживали гель 0,5 ч в растворе, содержащем 25%-ный этанол, 10%-ную уксусную кислоту, 0,15%-ный кумасси. Гели фотографировали в проходящем свете.

*Гидролиз ДНК ядер эндогенными нуклеазами* проводили следующим образом [6]. Осадок ресуспендировали в инкубационной среде для гидролиза (0,33 М сахароза; 0,01 М MgCl<sub>2</sub>; 0,025 М KCl; 0,01 М Трис-HCl; pH 7,4; 2мМ β-меркаптоэтанол; 1 мМ фенолметилсульфонилфторид) до концентрации ДНК 1 мг/мл. Аликвоты суспензии (по 200 мкл) помещали в пробирки и выдерживали 1 мин при 37°C. Затем в каждую пробирку добавляли 30 мМ-й раствор CaCl<sub>2</sub> на инкубационной среде до конечной концентрации хлорида кальция 5 мМ. С этого момента начинали инкубацию проб при 37°C. Через определенные промежутки времени пробирки вынимали из термостата и сразу же добавляли в них растворы додецилсульфата натрия и перхлората натрия, останавливая тем самым реакцию гидролиза и начиная выделение ДНК.

В некоторых опытах для проверки и сравнения действия разных ингибиторов нуклеаз в пробы добавляли ЭДТА и ЭГТА до концентрации 2 мМ, причем гидролиз шел параллельно в пробах, содержащих 5 мМ CaCl<sub>2</sub>, и в пробах, куда хлорид кальция не добавляли.

*Выделение ДНК* осуществляли по методу, изложенному в [7]. В пробирки с суспензией ядер вносили по равному объему 4%-ного раствора додецилсульфата натрия и 4 М раствора перхлората натрия. К лизату добавляли пять объемов смеси хлороформа с изоамиловым спиртом (24:1). Пробирки встряхивали в течение 10 мин для улучшения экстракции. После этого их центрифугировали на РС-6 (15 мин со скоростью 3500 об/мин). По окончании центрифугирования отбирали верхнюю фракцию, содержащую ДНК. Производили повторную экстракцию и центрифугирование в тех же условиях. Отбирали верхнюю фракцию и добавляли 2,5 объема холодного 96%-ного этанола. Пробы перемешивали и оставляли на ночь при 4°C для осаждения ДНК. После этого пробы центрифугировали 30 мин со скоростью 4000 об/мин. Осадок дважды промывали 75%-ным этанолом и высушивали на воздухе. Сухой осадок растворяли в небольшом объеме ТВЕ-буфера.

*Электрофорез ДНК* проводили в 1,5%-ном агарозном геле [8]. В лунки вносили по 20 мкл проб, содержащих раствор ДНК в ТВЕ-буфере, глицерин и лидирующий краситель (бромфеноловый синий). Электрофорез проводился при напряжении 50 В. Гели окрашивали раствором бромистого этидия на



ТВЕ-буфере и фотографировали в ультрафиолетовом свете, используя красный фильтр.

Результаты исследований. При одной и той же ДНК особенности упаковки и функционирования генома зависят от качественного и количественного состава ядерных белков, одни из которых играют в основном структурную роль, а другие (ферменты) — регуляторную. К первой группе относятся гистоны и некоторые негистоновые белки, ко второй — эндогенные ядерные нуклеазы. Изменения в фракционном составе и свойствах этих белков могут, с одной стороны, иметь значительные последствия для функционирования генома, а с другой — быть индикатором внешних воздействий.

*Изучение основных ядерных белков.* Электрофоретические спектры основных ядерных белков печени и семенников канального сома изображены на рис. 1, на котором видны межтканевые различия между спектрами как гистонов, так и негистоновых белков. Гистон *H1* в семенниках представлен одной фракцией и обладает большей электрофоретической подвижностью по сравнению с двумя субфракциями *H1* печени. Появление характерных фракций, несколько опережающих гистоны, свидетельствуют о протеолизе белков, происходящем в ядрах. Уровень протеолиза значительно выше в ядрах печени. Это обусловлено, по-видимому, большей активностью протеаз печени по сравнению с семенниками. В зоне медленно мигрирующих негистоновых белков заметно различаются качественный и количественный состав некоторых фракций.

При анализе электрофоретических спектров основных ядерных белков двух возрастных групп, разное время живущих в условиях радиоактивного загрязнения, различий между ними не обнаружено.

*Изучение активности ядерных нуклеаз.* Результаты гидролиза ДНК эндогенными нуклеазами ядер печени и семенников канального сома показаны на рис. 2 и 3: за одно и то же время ДНК хроматина печени деградирует до уровня моонуклеосом, а ДНК хроматина семенников разрушается лишь незначительно. Кроме того, продукты гидролиза ДНК печени на ранних стадиях представлены набором моно-, ди-, три- и т. д. нуклеосом, причем олигонуклеосомы постепенно гидролизуются до уровня моонуклеосом. Иную картину наблюдаем в случае гидролиза ядерными нуклеазами ДНК

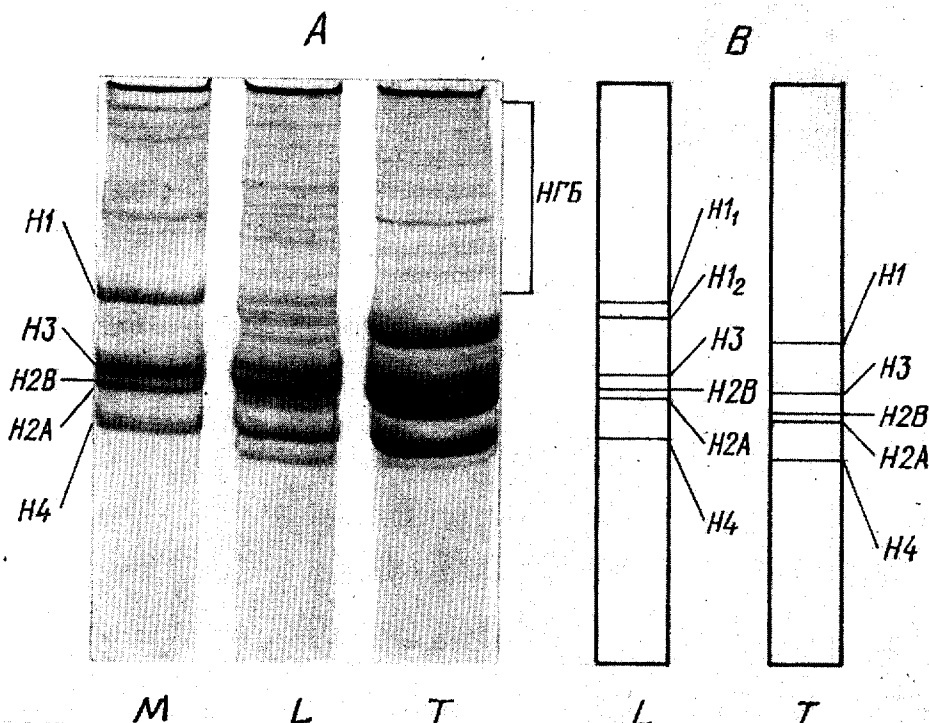


Рис. 1. Электрофоретические спектры ядерных белков печени и семенников канального сома: *М* — маркер, гистоны тимуса теленка; *Л* — ядерные белки печени канального сома; *Т* — ядерные белки семенников канального сома; *НГБ* — зона негистоновых белков. Электрофорез проводился по методу [4]

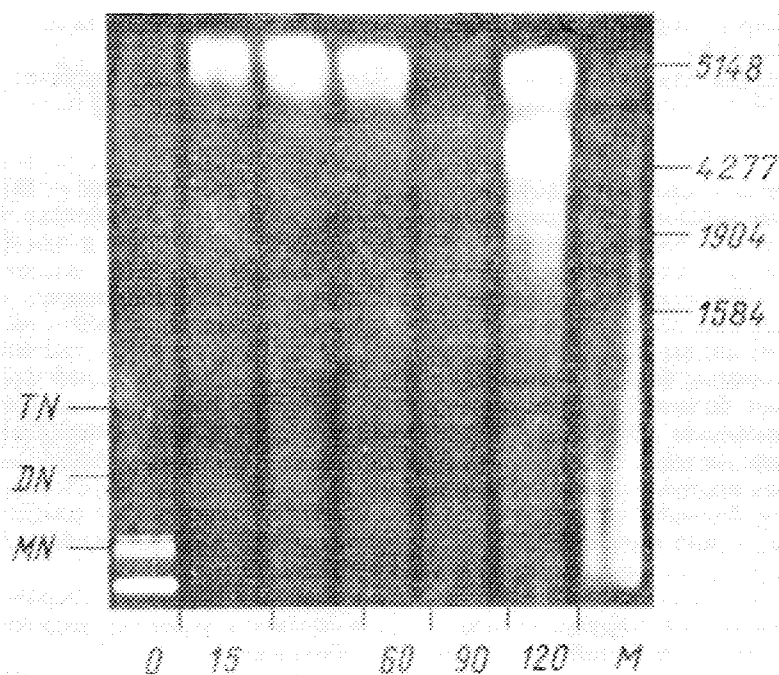


Рис. 2. Динамика гидролиза ДНК ядер печени канального сома эндогенными нуклеазами: *M* — маркер молекулярных масс (рестрицированная *EcoR* I и *Hind* III ДНК Фага  $\lambda$ ); *MN*, *DN*, *TN* — соответственно моно-, ди-, трипнуклеосомы. Визуально указано время, мин., гидролиз при 37°C в инкубационной среде (0,33 М сахарозы, 0,01 М Трис-HCl; pH 7,4; 0,01 М  $MgCl_2$ ; 0,025 М KCl; 0,005 М  $CaCl_2$ ; 2 мМ  $\beta$ -меркаптоэтанол; 1 мМ фенолметилсульфонилфторид)

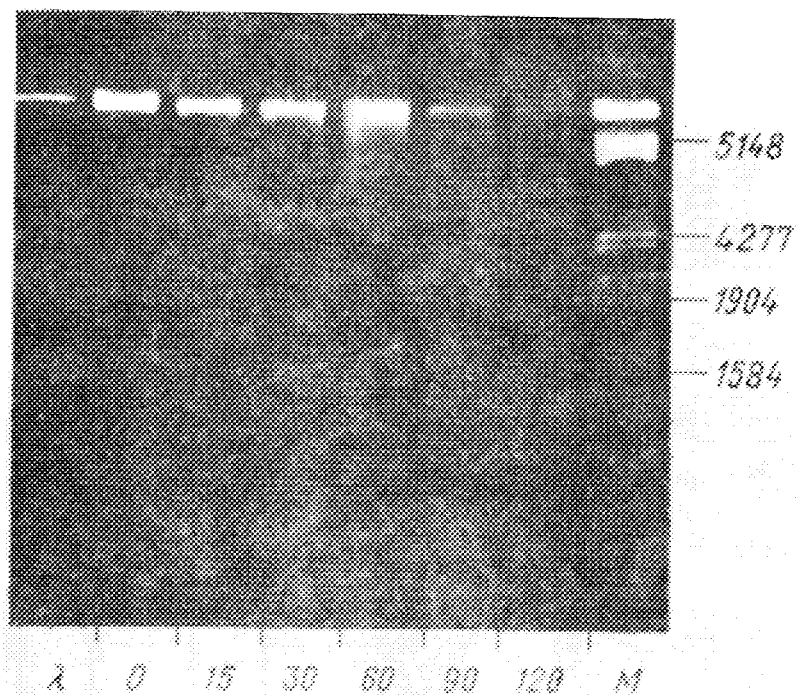


Рис. 3. Динамика гидролиза ДНК ядер семенников канального сома эндогенными нуклеазами:

$\lambda$  — ДНК фага  $\lambda$ ; *M* — маркер молекулярных масс (рестрицированная *EcoR* I и *Hind* III ДНК Фага  $\lambda$ ). Обозначения те же, что и на рис. 2

семенников. Даже за 120 мин гидролиза часть ДНК остается высокополимерной: вероятно, эти участки защищены от действия ядерных нуклеаз какими-то белками. Результаты опытов, приведенных на рис. 2 и 3, позволяют говорить о тканеспецифичности ядерных нуклеаз. Об этом же свидетельствуют результаты изучения влияния ингибиторов нуклеаз (ЭДТА и ЭГТА) на интенсивность гидролиза ДНК ядер печени и семенников, показавших, что разные ингибиторы неодинаково снижают интенсивность гидролиза ядерной ДНК. Присутствие в среде избытка ионов кальция уменьшает эффективность действия ингибиторов. Менее всего снижает интенсивность гидролиза ядерной ДНК гепатоцитов присутствие ЭДТА в среде с избытком ионов  $Mg^{2+}$  и  $Ca^{2+}$ . Наиболее эффективно ингибирует процесс гидролиза наличие ЭГТА в среде без добавления  $CaCl_2$ . В ядрах семенников ЭДТА ингибирует гидролиз ДНК как при наличии, так и в отсутствие ионов  $Ca^{2+}$ ; ЭГТА — лишь в их отсутствие. Полученные результаты позволяют говорить о том, что в условиях эксперимента гидролиз ДНК ядер печени обусловлен в основном активностью  $Ca$ ,  $Mg$ -зависимой нуклеаз, а в ядрах семенников действуют иные ядерные нуклеазы.

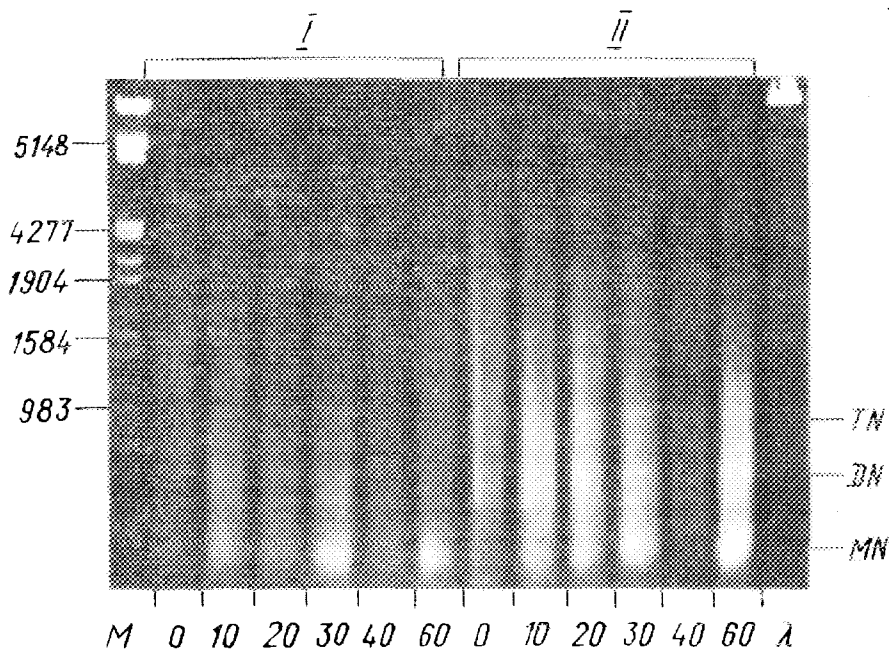


Рис. 4. Различия в активности эндогенных нуклеаз в двух возрастных группах, находившихся разное время под воздействием малых доз радиации: I — группа особей со средним возрастом 4 (3 — 5 лет), II — группа особей со средним возрастом 7,5 г. (6 — 9 лет). Обозначения те же, что и на рис. 1 и 2.

На рис. 4 приведены результаты эксперимента по сравнению активности ядерных эндогенных нуклеаз печени в двух возрастных группах, различающихся длительностью проживания в условиях радиоактивного загрязнения среды. Спектры фрагментов ДНК, образующихся вследствие гидролиза ядерными нуклеазами, различны: ДНК хроматина ядер особей второй группы (в среднем 7,5 лет) сохраняет высокополимерную фракцию, что свидетельствует о ее меньшей доступности для нуклеаз.

Обсуждение. Известно, что хроматин генеративных тканей отличается большей компактизацией и пониженной функциональной активностью, а также то, что именно гистон H1 участвует в наднуклеосомной компактизации хроматина [3]. Это хорошо согласуется с обнаруженными нами межтканевыми различиями между гистонами H1 ядер печени (ткань с высокой метаболической активностью) и семенниками (ткань, продуцирующая клетки с полностью инактивированным геномом) канального сома (см. рис. 1). Разная электрофоретическая подвижность молекул H1 из этих тканей мо-

жет быть обусловлена различиями в заряде (посттрансляционными модификациями) гистонов H1 по уровню активности генома тканях.

Эндонуклеазы клеточных ядер играют важную роль в функционировании генома; эффективность работы этих ферментов в значительной мере обусловлена структурным состоянием хроматина. Ядра из различных тканей могут сильно отличаться по степени фрагментации хроматина эндогенными нуклеазами. Полученные нами данные подтверждают этот факт и позволяют говорить о тканеспецифичности ядерных нуклеаз канального сома. Об этом свидетельствуют результаты опытов по изучению влияния ингибиторов нуклеаз на интенсивность гидролиза ДНК ядер печени и семенников. Таким образом, в условиях эксперимента гидролиз ДНК ядер печени обусловлен в основном активностью Са, Mg-зависимой нуклеазы, тогда как в ядрах семенников действуют иные ядерные нуклеазы.

При сравнении активностей эндогенных ядерных нуклеаз печени двух возрастных групп (рис. 4) можно отметить, что ДНК ядер гепатоцитов рыб второй возрастной группы (в среднем 7,5 лет) менее доступна для гидролиза ядерными эндогенными нуклеазами. Представители первой группы (в среднем 3,5 г.) испытывали действие радиации, по-видимому, только от инкорпорированных радионуклидов, поступавших с пищей, представители второй группы — значительное воздействие радиации в период аварии. Снижение интенсивности гидролиза ДНК можно связать с изменениями либо структуры хроматина, либо активности нуклеаз, вызванными воздействием радиации на наследственный аппарат животных. Следует отметить, что помимо факторов, связанных с радиоактивным загрязнением, представители второй группы испытали воздействие других, нерадиоактивных веществ, интенсивно поступавших в пруд-охладитель в 1986 г. при ликвидации аварии. Кроме того, не исключено, что наблюдаемые нами различия в активности нуклеаз связаны прежде всего с возрастными различиями двух групп. В литературе существуют данные об изменении ядерных эндогенных нуклеаз в онтогенезе. Показано, например, что с возрастом устойчивость хроматина ядер печени крыс к действию Са, Mg-зависимой нуклеазы повышается, возможно, за счет снижения активности самого фермента [9]. В связи с этим для корректной интерпретации полученных результатов необходимо исследовать контрольную популяцию особей, проживающих в среде, свободной от радиоактивных загрязнений (чтобы проверить, не является ли повышение устойчивости ДНК ядер печени к гидролизу результатом возрастных изменений компактизации хроматина), а также ряд модельных (аквариумных) экспериментов с воздействием на рыб разных доз радиации.

Таким образом, ядра печени можно считать удобной моделью для изучения структурно-функциональных изменений наследственного материала в условиях действия радиации. В то же время полученные результаты и разработанные подходы, несомненно, будут полезны и при исследовании аналогичных параметров для генеративных тканей.

1. Yotrin I. I., Basnaky A. G., Khodarev N. N. Endonuclease: Role in Cell and Application in Biology and Medicine // Harwood Academic Publisher Gmd H, Switzerland // 1987. — 1. — P. 332 — 426.
2. Ходарев Н. Н. Са, Mg-зависимая эндонуклеаза как компонент ферментативных систем функционирования генома. Свойства, специфичность и возможная биологическая роль: Автореф. дисс. докт. мед. наук. — М. — 1989. — 40 с.
3. Храпунов С. Н., Драган А. И., Бердышев Г. Д. Структура и функции хроматина. — Киев: Вища школа, 1987. — 167 с.
4. Panyim S., Bilek D., Chalkley R. An electrophoretic comparison of vertebrate histones. — J. Biol. Chem. — 1971. — 246, N 13. — P. 4206 — 4215.
5. Johns E. W. Studies of histones. 7. Preparative methods for histone fractionation from calf thymus // Biochem J. — 1964. — 92, № 1. — P. 55 — 59.
6. Дубровский И. Б., Храпунов С. Н., Бердышев Г. Д. Особенности эндогенной Са, Mg-зависимой эндонуклеазной активности в ядрах тканей быка и крысы разного возраста // Молек. генетика и биофизика. — 1985. — Вып. 10. — С. 46 — 57.
7. Pinol J., Francino O., Fontdevila A., Cabre O. Rapid isolation of Drosophila high molecular DNA to obtain genomic libraries // Nucl. Acids Res. — 1988. — 16. — P. 2736.
8. Маннати Т., Фрим Э., Сэмбрук Дж. Молекулярное клонирование. — М.: Мир, 1974. — 157 с.
9. Khilobock I. Yu., Mozzhukhina T. G., Chabanny V. N., Kadura S. N. Some Age-Related Structural Peculiarities of Fractionated Chromatin // Gerontology. — 1983. — 29. — P. 9 — 18.



С. И. Рыбалко, Е. П. Скоробогатько, В. В. Долин

## ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ ЭКСПЕРИМЕНТА НА СТЕПЕНЬ ВОДНОГО ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Описан метод выделения водорастворимых форм радионуклидов (РН) в статических, динамических и экстремальных условиях. Количество РН, переходящих в водную вытяжку, возрастает в зависимости от условий эксперимента: статических, экстремальных и динамических. Количество РН, выщелачиваемых из почв в статических и динамических условиях, возрастает в ряду  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . При выщелачивании паро-водяной смесью в аппарате Сокслета в этом ряду наблюдается инверсия:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . В процессе выщелачивания наблюдается фракционирование изотопов  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , что связано с различиями в топографии и формах нахождения продуктов деления в матрице. Доступность  $^{134}\text{Cs}$  для включения в биогеохимические цепочки выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ .

Миграция продуктов деления по почвенному профилю определяется двумя основными механизмами: механическим переносом носителей активности с атмосферными осадками; движением водных растворов.

Механизмы миграции РН в составе твердой фазы, ионном или коллоидном состоянии, как известно, существенно различаются. Так, в почвах в первые недели и месяцы после аварии наблюдалось заглубление активности ниже поверхностного слоя по механизму лессиважа, т. е. механическое перемещение в составе твердой фазы без заметного разрушения последней. Результаты исследования вертикальных разрезов почв, отобранных в ближней зоне ЧАЭС в 1986 г., показали, что распределение продуктов деления по профилю в основном подчиняется логнормальному закону. В этих профилях не наблюдается изменения отношений активности РН в послойных пробах.

В то же время значительное количество изотопов чернобыльского выброса присутствует в водорастворимой фракции, т. е. постепенно происходит «высвобождение» их из частиц и образование химических форм.

Главной формой нахождения продуктов деления, определяющей их миграционную способность и поступление в поверхностные и почвенно-грунтовые воды, являются водорастворимые вещества. Эти вещества практически свободно перемещаются по почвенному профилю с дождевой водой. В результате латерального смыва взвешенных и растворенных форм РН в реки скорость их миграции резко возрастает и приближается к скорости течения. Таким образом, основным источником вторичного загрязнения поверхностных и грунтовых вод являются растворимые формы РН, содержащихся в почвах.

Выщелачивание РН из почвы зависит от многих факторов. Основные из них — характер загрязнений (формы выпадения), тип почвы и ее химический состав, а также свойства собственно изотопов.

Данные по водному выщелачиванию изотопов из почв Зоны отчуждения ЧАЭС, представленные в литературе [1 — 3], а также в отчетах различных организаций, весьма различны. Несмотря на то что водорастворимые формы выделялись из почв, отобранных на одном участке, различие результатов достигает одного порядка.

Одной из причин несоответствия результатов является, по-видимому, различие условий водного выщелачивания почв (соотношение твердой и жидкой фаз, температура, время выщелачивания).

Для изучения зависимости степени водного выщелачивания РН из почв ближней зоны ЧАЭС от условий выщелачивания авторы разработали метод выделения водорастворимых форм РН в статических, динамических и экстремальных условиях (рис. 1).

Обработку в статических условиях проводят следующим образом:

подготовленную навеску воздушно-сухой пробы почвы помещают в мерный стакан вместимостью 100 — 1000 см<sup>3</sup> (в зависимости от объема пробы) и заливают дистиллированной водой в соотношении 1:5;

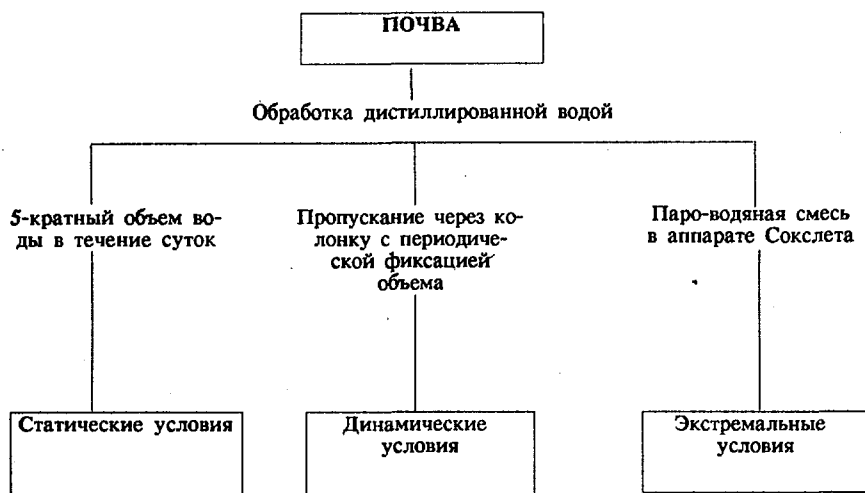


Рис. 1. Схема выделения водорастворимых форм РН в различных условиях выщелачивания

выдерживают в вытяжном шкафу в течение суток при периодическом перемешивании стеклянной палочкой;

раствор отделяют от осадка на фильтре «синяя лента»;

раствор упаривают до объема 50 см<sup>3</sup> на электроплите (в сушильном шкафу) при 70 — 90 °С, переносят в фарфоровую чашечку, выпаривают досуха под сушильной лампой;

объектом измерения содержания  $\beta$ - и  $\gamma$ -активных изотопов является сухой остаток.

Обработку в динамических условиях проводят следующим образом:

подготовленную навеску воздушно-сухой пробы помещают в мерный стакан вместимостью 50 — 500 см<sup>3</sup> (в зависимости от объема пробы) и заливают дистиллированной водой в соотношении 1:1, тщательно перемешивают и переносят в стеклянную колонку; стакан ополаскивают два-три раза небольшим количеством дистиллированной воды, которую также переносят в колонку;

подачу дистиллированной воды в колонку регулируют так, чтобы скорость ее прохождения через пробу оставалась постоянной во времени в пределах  $(1 - 5) \cdot 10^{-3}$  см<sup>3</sup>/с;

во время анализа уровень пропускаемой воды в колонке должен постоянно быть выше уровня пробы, что достигается за счет конструкции прибора (рис. 2);

фиксируют время начала анализа;

воду, пропущенную через колонку, собирают в мерный стакан вместимостью 250 — 500 см<sup>3</sup> (в зависимости от скорости прохождения воды через колонку); во избежание упаривания во время сбора воды стакан накрывают крышкой с отверстием;

периодически, но не чаще одного раза в сутки, после сбора 250 — 500 см<sup>3</sup> воды, пропущенной через колонку, воду переносят в термостойкий стакан вместимостью 250 — 500 см<sup>3</sup>;

фиксируют объем и время отбора воды;

периодический отбор собранной воды проводят в течение 50 — 90 дней не менее 30 раз;

отобранную воду выпаривают досуха так же, как и в статических условиях;

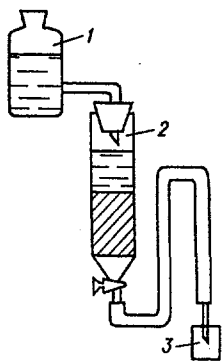


Рис. 2. Прибор для выщелачивания РН в динамических условиях: 1 — стакан подачи воды; 2 — колонка с почвой; 3 — мерный стакан для отбора пробы.

объектом измерения активности  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  является сухой остаток.

Проведение анализа в экстремальных условиях:

подготовленную навеску воздушно-сухой пробы помещают в аппарат Сокслета вместимостью 250 см<sup>3</sup> и экстрагируют в течение 100 ч дистиллированной водой;

экстракт переносят в термостойкий стакан вместимостью 500 см<sup>3</sup> и выпаривают досуха так, как и в статических условиях;

объектом измерения активности  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  является сухой остаток.

В связи с высокой дифференциацией топливных загрязнений радиометрические измерения проводили для каждой навески почвы в начале и конце эксперимента (для остатка после выщелачивания). Содержание РН в составе миграционных форм выражено в процентах от валового количества в почве. Если содержание РН в образце ниже предела обнаружения, в соответствующей графе таблицы указано «н/о» — не обнаружен.

Данные, приведенные в таблице, позволяют оценить влияние различных условий на РН.

Степень водного выщелачивания РН из различных почв в зависимости от условий обработки

Номер точки наблюдения	Тип почвы	Условия выщелачивания	Содержание РН в выщелате, %				
			$^{144}\text{Ce}$	$^{106}\text{Ru}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
270/3 — 1	Дерново-слабоподзолистая	Статические	0,17	0,82	0,16	0,13	1,8
	глиеватая	экстремальные	Н/о	Н/о	0,31	0,26	1,1
	супесчаная	динамические (160 колоночных объемов)	0,93	5,1	0,67	0,31	16
270/3 — 2	Дерновая	Статические	0,27	0,59	0,52	0,38	5,5
	оподзоленная супесчаная	экстремальные	Н/о	0,58	2,3	2,8	2,8
		динамические (950 колоночных объемов)	1,7	7,8	3,6	3,1	25
270/3 — 3	Торфяно-болотная	Статические	1,6	4,1	1,4	1,3	3,9
	на водно-ледниковых отложениях	экстремальные	Н/о	Н/о	2,4	1,9	13
		динамические (480 колоночных объемов)	Н/о	5,9	0,94	0,41	26,5
350/5	Дерновая	Статические	Н/о	0,75	0,38	0,12	0,89
	глубокая	экстремальные	Н/о	2,0	1,9	1,3	6,1
	глиевая	динамические (150 колоночных объемов)	Н/о	16,5	5,5	0,66	27
	глинисто-песчаная (пойма)						

В статических условиях из почв выщелачивания 0,17 — 1,6%  $^{144}\text{Ce}$ . Радионуклид водой выщелачивается очень слабо. В экстремальных условиях радиоцериум в водную фазу не переходит, при длительном промывании почв большими количествами воды в раствор поступает 0,93 — 1,7 %  $^{144}\text{Ce}$ . Независимо от условий выщелачивания из пойменной почвы  $^{144}\text{Ce}$  не вымывается.

Содержание  $^{106}\text{Ru}$  в составе водорастворимых форм значительно больше, чем  $^{144}\text{Ce}$ . Наибольшее количество РН переходит в раствор при длительном промывании почвенной колонки дистиллированной водой (5 — 16 %), наименьшее — при статическом выщелачивании (0,6 — 0,8%). При обработке паро-водяной смесью в аппарате Сокслета слабоподзолистой и супесчаной почв РН не выщелачивается, оподзоленной почвы — выщелачивается столько же, сколько и в статических условиях, пойменной почвы — почти в 3 раза боль-

ше, чем в статических условиях. В последней отмечается наибольшая подвижность  $^{106}\text{Ru}$ .

Доля  $^{134}\text{Cs}$ , переходящего в водный раствор независимо от типа почвы, возрастает в зависимости от условий: статических, экстремальных, динамических. Только в случае торфяно-болотной почвы в этом ряду наблюдается инверсия: динамические, статические, экстремальные.

Степень выщелачивания  $^{134}\text{Cs}$  почти во всех случаях выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Для почв, отобранных в 1986 г. (270/3 — 1,2,3), это различие не столь заметно (до двух раз). Экспозиция почвы 350/5 в естественных условиях составила около 4 лет. Содержание растворимых форм  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , выделенных из нее в динамических условиях, различается почти на порядок. Объяснить фракционирование изотопов цезия в почве можно различиями в топографии и формах нахождения продуктов деления в матрице, что приводит к разделению РН — вплоть до разделения изотопов  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  [4]. Это позволяет сделать вывод о более высокой доступности  $^{134}\text{Cs}$  аварийных выпадений для включения в биогеохимические цепочки. Аналогичный вывод мы делали при изучении летучих продуктов при прокаливании загрязненных почв. В составе летучей фракции  $^{137}\text{Cs}$  обнаружен не был при наличии изотопа  $^{134}\text{Cs}$  [6].

Проведенные эксперименты подтверждают выводы большинства авторов о максимальной подвижности  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с другими продуктами деления урана [7 — 9]. В динамических условиях из почв, загрязненных топливными частицами аварийного выброса, выщелачивается до 30%  $^{90}\text{Sr}$ .

Наиболее подвижны РН, содержащиеся в торфяно-болотной и оподзоленной почвах, наименее — в глееватых супесчаных.

Для различных почв, загрязненных топливными частицами, при выщелачивании в статических и динамических условиях можно построить ряд  $^{144}\text{Ce} < ^{137}\text{Cs} < ^{106}\text{Ru} < ^{90}\text{Sr}$ . При обработке в экстремальных условиях в этом ряду наблюдается инверсия  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{106}\text{Ru}$ :  $^{144}\text{Ce} < ^{106}\text{Ru} < ^{137}\text{Cs} < ^{90}\text{Sr}$ .

Аналогичные результаты были получены нами ранее [5].

При сравнении условий выщелачивания по количеству переходящих в раствор РН практически во всех случаях можно построить ряд: статические < экстремальные < динамические.

При экстракции паро-водяной смесью в аппарате Сокслета обеспечивается постоянное промывание почвы новыми порциями кипящей воды в течение 100 ч. За это время через почву пропускается более тысячи колоночных объемов. Если исходить из предположения, что количество выщелоченного РН зависит от соотношения твердой и жидкой фаз, то в экстремальных условиях в раствор должно переходить максимальное количество продуктов деления. В действительности при обработке торфяно-болотной и пойменной почв степень выщелачивания  $^{137}\text{Cs}$  в экстремальных условиях выше, чем в динамических и статических (см. таблицу). В двух других случаях эти результаты сравнимы с динамическими условиями выщелачивания. Однако для  $^{106}\text{Ru}$  и  $^{90}\text{Sr}$  выщелачивание в динамических условиях выше, чем при «жестком» и статическом выщелачивании, почти на порядок. Вероятно, при паро-водяной обработке могут частично растворяться силикаты и происходит десорбция цезия на органоминеральной части почвы. Соединения  $^{144}\text{Ce}$  и  $^{106}\text{Ru}$  слабо подвержены влиянию температуры при обработке водой.  $^{90}\text{Sr}$  слабо связан с силикатными соединениями почвы, что объясняет высокое содержание водорастворимых форм и селективность его выщелачивания.

Несмотря на различные количества колоночных объемов при динамическом выщелачивании РН (150 — 1000), степень выщелачивания РН из различных почв находится в пределах одного порядка. Повышенное вымывание  $^{106}\text{Ru}$  из пойменной почвы и  $^{137}\text{Cs}$  из оподзоленной почвы объясняется физико-химическими свойствами почв, что отмечалось нами ранее [10], а также в исследованиях доаварийного периода [9].



- ческих исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., г. Суздаль. — М. — 1989. — С. 56.
2. Кривохатский А. С., Смирнова Е. А., Савоненков В. Г. и др. Устойчивость топливных частиц по отношению к выщелачивающим агентам // Там же. — С. 63.
  3. Богатов С. А., Дворецкий В. И., Матвеев И. В. и др. Об устойчивости радионуклидов в различных формах топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС // Там же. — С. 55.
  4. Власов В. К., Черных Е. В., Фаткулбаянова Н. Л. и др. Исследование некоторых элементарных процессов выведения радионуклидов из диспергированного ядерного топлива // Там же. — С. 57.
  5. Соболев Э. В., Кононенко Л. В., Долин В. В. Миграционная способность радионуклидов в системе «почва — вода» // Там же. — С. 157.
  6. Долин В. В., Соболев Э. В., Соколик Г. А. Перераспределение радионуклидов в почвах вследствие высокотемпературного озоления // Радионуклиды в экологических исследованиях. — К.: Наук. думка. — 1992. — С. 47 — 52.
  7. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М.: Атомиздат. — 1974. — 215 с.
  8. Maitani T., Matsunami T., Maki W. Solubility of fallout particles // Health Phys. — 1965. — 11, № 4. — P. 316 — 323.
  9. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. — М.: Энергоиздат, 1981. — 99 с.
  10. Соболев Э. В., Долин В. В. Механизм миграции радионуклидов «горячих» частиц в почвах и поступления их в поверхностные и грунтовые воды // Водные ресурсы. — 1990. — № 6. — С. 51 — 55.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль



UA9700092

УДК 556:3.504.3.64.36

UA9700092

С. П. Джепо, Д. А. Бугай, В. В. Гудзенко,  
А. С. Скальский, О. А. Варзакский

## К ВОПРОСУ О МЕТОДИКЕ РАДИОЛОГИЧЕСКОГО ОПРОБОВАНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

На основе экспериментальных исследований и натурных наблюдений миграции радионуклидов в грунтовых водах на участке скважины К-9 пикета № 10 пруда-охладителя ЧАЭС проанализированы факторы, влияющие на результаты измерения активности стронция-90 в пробах воды. Даны рекомендации по совершенствованию методики пробоотбора из скважин, наблюдаемых в системе радиогидрогеологического мониторинга Зоны отчуждения.

Проблема получения достоверной информации о радиоактивном загрязнении подземных вод в зоне отчуждения весьма актуальна. Среди многих аспектов данной проблемы (выбор расположения пунктов сети слежения мониторинга, конструкция наблюдательных скважин, регламент наблюдений и т. д.) важное место занимает вопрос о методике проведения собственно пробоотбора подземных вод, т. е. о процедурах подготовки пункта наблюдения, отбора, консервации проб подземных вод, которые предшествуют моменту попадания последних в радиометрическую лабораторию.

Исследования, результаты которых представлены ниже, обусловлены данными, полученными УДК НПО «Припять», зафиксировавшими резкое возрастание активности стронция-90 в пробах воды, отобранных из скважин системы радиогидрогеологического мониторинга ближней зоны ЧАЭС после их прокачки эрлифтом (рис. 1). Указанная прокачка, в ходе которой отбиралась вода в количестве нескольких объемов скважины, производилась в плановом порядке в соответствии с принятым регламентом наблюдений. Пробы отбирались не непосредственно после прокачки, а через некоторое время.

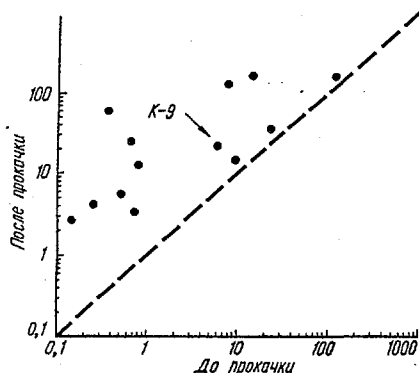


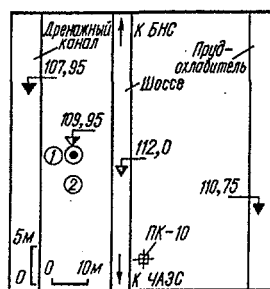
Рис. 1. Концентрация стронция-90, Бк/л, в пробах из скважин ближней зоны ЧАЭС

редственно после прокачки, а с временным разрывом, составлявшим от 1 — 2 нед. до 1 мес.

Цель настоящей работы — изучить факторы, влияющие на результаты измерений активности стронция-90 в пробах воды из скважин, используемых для наблюдений за грунтовыми водами в ближней зоне ЧАЭС, и выработать рекомендации по совершенствованию методики пробоотбора.

Для натурных наблюдений и полевых исследований нами выбрана скважина К-9, расположенная на участке пикета № 10 ограждающей дамбы пруда-охладителя ЧАЭС, в которой ранее УДК зафиксировало скачкообразное изменение активности стронция-90 после прокачки. Здесь в течение июня-августа 1993 г. отбирались пробы грунтовых вод из скважины, поверхностных вод, грунтовых вод с помощью иглобур, проводились наблюдения за изменением активности стронция-90 в пробах воды при прокачке скважины и др. Проводились специальные эксперименты для оценки влияния таких факторов, как подкисление (консервация) и фильтрование проб.

**Характеристика участка исследований.** Скважина К-9 (сооруженная в 1989 г.) расположена в 1,5 км на северо-восток от ЧАЭС на участке пикета № 10 ограждающей дамбы пруда-охладителя у придамбового дренажного канала (рис. 2). Она имеет следующие характеристики: глубина — 15 м, длина верхней глухой части — 2,1 м, длина фильтровой части — 12 м, внутренний диаметр — 122 мм, фильтр обмотан капроновой сеткой (по данным ВНИИПИПромтехнологии). Скважина предназначена для наблюдения безнапорного водоносного горизонта в четвертичных отложениях, представленного средне- и мелкозернистыми аллювиальными песками с прослоями супесей. Верхняя часть разреза (до глубины 2,5 — 3 м) сложена грунтом, намытым при строительстве дамбы. Аллювиальные отложения, мощность которых на рассматриваемом участке составляет в среднем 20 — 25 м, подстилаются слабопроницаемыми глинами и мергелями Киевского яруса среднего палеогена. Грунтовый водоносный горизонт питается главным образом за счет фильтрации из пруда-охладителя ЧАЭС. Участком разгрузки служит придамбовый дренажный канал пруда-охладителя. Разница уровней воды в пруде и дренажном канале 1,8 м.



Легенда:  
● Скважина К-9  
① Точка отбора иглобуром 1,06  
② Точка отбора иглобуром 1,08  
112,0 Абсолютные отметки, м  
110,75 Уровень воды, м

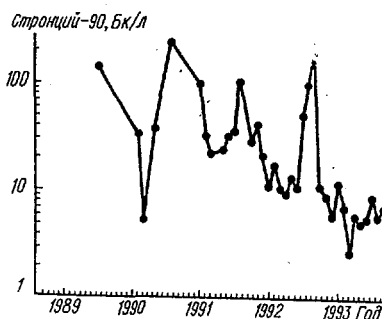


Рис. 2. План участка исследований.  
Рис. 3. Концентрация стронция-90 в скважине К-9 в 1989 — 1993 гг.

В период проведения исследований участок характеризовался экспозиционной дозой облучения 0,5 — 1,5 мР/ч, обусловленной поверхностным радиоактивным загрязнением местности. Оцененные нами по единичным замерам плотности поверхностного загрязнения составили: 22 МБк/м<sup>2</sup> по цезию-137, 2 МБк/м<sup>2</sup> по стронцию-90.

Ход концентраций стронция-90 в скважине К-9 в 1989 — 1993 гг. по данным УДК НПО «Припять» показан на рис. 3. Радиоактивное загрязнение подземных вод на рассматриваемом участке, по-видимому, определяется латеральной миграцией загрязненных вод из пруда-охладителя ЧАЭС и, возможно, вертикальной инфильтрацией радионуклидов с поверхности почвы.

**Методы исследований.** *Отбор проб грунтовых вод.* В ходе полевых исследований выполнен поинтервальный (по глубине) отбор проб из скважины,

а также параллельный единовременный отбор проб иглобуром непосредственно из водоносного горизонта.

Использованный для отбора проб иглобур изготовлен секционно (с резьбовым соединением) из нержавеющей стальной трубы диаметром 20 мм. Фильтровая часть длиной 30 см выполнена из мелкоячеистой сетки из нержавеющей стали и снабжена в нижней части винтовым буром. Бурение осуществлялось вручную с помощью ворота с предварительной проходкой шпура полый цилиндрической штангой из нержавеющей стали с заточенным нижним краем соответствующего диаметра.

Бурению шпуров предшествовала «зачистка» точки отбора для предотвращения вторичного загрязнения отбираемых проб. С этой целью снимался верхний 5 — 10-й см слой грунта на площади 1,5 — 2 м<sup>2</sup>.

Пробы воды из скважины и иглобура отбирались вакуумированием с помощью насоса Комовского. При отборе проб иглобуром после погружения фильтра на нужную глубину предварительно прокачивался некоторый объем воды до получения визуально «светлых» чистых от взвесей проб (как правило, несколько литров). Кроме случаев, специально оговоренных ниже, пробы фильтровались через фильтр «синяя лента» непосредственно в процессе пробоотбора с помощью специально изготовленного фильтрующего модуля, помещаемого перед емкостью для приема откачиваемой воды.

*Консервация проб.* Пробы, предназначенные для определения объемной активности стронция-90, непосредственно после отбора консервировались путем добавления соляной кислоты с доведением pH раствора до 1,5 — 1,0 (кроме серии контрольных проб, о чем будет сказано ниже).

Пробы воды для определения концентраций ионов железа Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> консервировались ацетатным буфером по стандартной методике [1].

*Радиометрические измерения.* Отобранные пробы воды объемом от 0,5 до 5,0 л помещались в стеклянные цилиндрические емкости и к ним добавлялась предварительно подготовленная смесь ионообменных смол КУ-2-8 и АВ-17, взятых в отношении 6:1. С помощью специальной мешалки образцы тщательно перемешивались в течение 30 мин, затем вода сливалась. Смолы тщательно высушивались, запаковывались в специальный контейнер (диаметром 990 мм и высотой 5 мм) и направлялись на измерение. Измерения проводились по жесткой компоненте излучения на селективном радиометре РУБ-91 производства фирмы «Adani» (Минск). Минимально детектируемая активность для «тонких» проб — 0,2 Бк/пробу; для объемных проб с плотностью 1 г/см<sup>3</sup> и массой 30 г — 6 Бк/кг; для объемных проб с плотностью 1,6 г/см<sup>3</sup> и массой порядка 50 г — 9 Бк/кг. Предварительное концентрирование позволяет надежно измерять удельные активности проб около 1,8 Бк/кг.

В нашем случае для осадков на фильтрах реализуется чувствительность 0,2 Бк/пробу; для смол — 6 Бк/кг. При экспозициях от 500 до 10000 с относительная погрешность измерений не превышала 30 %. Для достижения равновесия в цепочке стронций-90 — итрий-90 пробы выдерживались перед измерением. Для оценки эффективности сорбции стронция-90 на смеси ионообменных смол часть проб объемом 0,5 л была выпарена до объема влажных солей и высажена на фильтры. Измерения проводились в тонком слое. По результатам измерения четырех проб в диапазоне объемных активностей 3 — 15 Бк/л эффективность сорбции приближается к 100 % (естественно, в пределах погрешности измерений).

*Химические анализы.* Пробы, предназначенные для гидрохимических исследований, доставлялись в лабораторию, как правило, не ранее чем через 2 — 3 и более суток после момента отбора (по техническим причинам). Для определения химического состава использованы следующие методы [1, 2]: Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> — плазменно-фотометрический метод; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> — объемное комплексометрическое определение; Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> — калориметрическое определение с роданидом (из специально отобранных стабилизированных проб); NH<sub>4</sub><sup>+</sup> — калориметрическое определение с реактивом Несслера; Cl<sup>-</sup> — объемное оргентометрическое определение с хроматом калия; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> — весовое определение; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> — калориметрическое определение с фенолсульфоновой кислотой; NO<sub>2</sub><sup>-</sup> — калориметрическое оп-

ределение с реактивом Грисса;  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  — объемное определение методом титрования воды раствором  $\text{HCl}$ ; pH и Eh определялись потенциометрическим методом.

**Результаты исследований и их обсуждение.** *Вертикальное распределение радионуклидов.* Результаты изучения вертикального распределения стронция-90 в столбе воды скважины К-9 и водоносном горизонте (отбор иглобуром) представлены в табл. 1.

Т а б л и ц а 1. Стронций-90 в столбе воды скважины К-9 и поровых водах

Дата отбора (1993)	Глубина, м	Скважина				Иглобур			
		Взвеси, Бк/л	Раствор, Бк/л	Подкис- ление	Фильтро- вание	Взвеси, Бк/л	Раствор, Бк/л	Подкис- ление	Фильтро- вание
17.06 — 1.07	1,7	$5,4 \pm 0,4$	$4,5 \pm 0,3$	Нет	Л	$1,9 \pm 0,1$	$10 \pm 2$	Нет	Л
	6,0	$4,6 \pm 0,3$	$5,3 \pm 0,6$	Нет	Л	$2,3 \pm 0,2$	$25,4 \pm 3$	—	Л
	14,0	$8,1 \pm 0,6$	$4,0 \pm 0,5$	Нет	Л	—	—	—	—
11.08	1,6	—	—	—	—	$1,8 \pm 0,2$	$61,9 \pm 2,7$	Да	П
	6,0	$0,9 \pm 0,2$	$5,5 \pm 0,7$	Да	П	—	—	—	—
	12,5	$0,7 \pm 0,2$	$5,5 \pm 0,9$	Да	П	—	—	—	—
22.09 (после прокач- ки)	1,6	Нпо	$2,9 \pm 0,3$	Да	П	—	—	—	—
	6,0	$0,5 \pm 0,1$	$2,3 \pm 0,3$	Да	П	—	—	—	—
	14,0	$1,0 \pm 0,2$	$2,8 \pm 0,3$	Да	П	—	—	—	—

П р и м е ч а н и е. П — фильтрование в поле при отборе, Л — фильтрование в лаборатории.

Для скважины характерно весьма равномерное (в пределах ошибки измерений) распределение радионуклидов по глубине, что свидетельствует о достаточно хорошем перемешивании воды в объеме скважины.

Отбор проб иглобуром показал заметную вариабельность концентраций стронция-90 в грунтовых водах по площади и по глубине водоносного горизонта. Указанный факт можно объяснить пространственными вариациями сорбционных и фильтрационных свойств отложений и, как следствие, различными латеральными скоростями миграции радионуклидов в верхней и нижней части водоносного горизонта. Нельзя также исключить фактор вертикальной миграции с поверхности почвы, на который накладываются локальные неравномерности площадного загрязнения и особенности инфильтрационного питания. Ограниченность данных отбора проб иглобуром не позволяет сделать однозначный вывод о характере вертикального распределения стронция-90 в грунтовых водах на исследованном участке, однако с учетом результатов выполненных ранее наблюдений (ГТИ, ГМП «Ниво») на участках дамбы, оборудованных многоуровневыми кустами скважин (ПК-64, -113, -127), можно предположить в районе ПК-10 более высокие уровни загрязнения в верхней части водоносного горизонта.

Заслуживает внимания тот факт, что во всех случаях активность стронция-90 в пробах, отобранных иглобуром, превышала таковую для проб, отобранных из скважин. Причем различие в значениях достигало одного порядка.

*Данные гидрохимических исследований.* Результаты гидрохимических анализов представлены в табл. 2. Отметим, что пробы воды из скважины отличаются более высокими (в 2 — 4 раза) по сравнению с отобранными иглобуром концентрациями ионов железа. Указанный факт, а также более низкие значения Eh свидетельствуют об интенсивном протекании в скважине процессов окисления железа обсадной трубы.

*Распределение стронция-90 между взвесями и раствором.* Как уже отмечалось, в ходе работ были выполнены исследования для оценки влияния таких факторов, как консервация и фильтрование проб, на результаты радиохимических анализов. Часть проб преднамеренно не подкислялась (см. соответствующую графу в табл. 1). После этого взвеси и раствор разделялись в

лаборатории на фильтре «синяя лента» по истечении 5 — 10 сут с момента отбора проб.

Осадки, отфильтрованные непосредственно при отборе проб из скважины, представлены мелкодисперсными частицами черного цвета, быстро ржавеющими при контакте с воздухом. Концентрация осадков прогрессивно возрастала с увеличением глубины отбора проб. Указанные осадки, по-видимому, формируются в результате окисления обсадной трубы скважины.

При фильтровании неподкисленных проб в лабораторных условиях были визуальнo идентифицированы рыжие гелеобразные осадки, цвет и консистенция которых определялись, по-видимому, свежавывавшими гидроокисями железа.

Анализ данных, приведенных в табл. 1, показывает, что в том случае, когда фильтрование и консервация не проводились, в пробах из скважины со взвесью была связана существенно бо́льшая доля активности стронция-90 (в среднем 56% суммарной), чем в случае фильтрования проб в процессе отбора (14%). При отборе воды иглобуром столь резких различий не наблюдалось. С учетом приведенных выше результатов гидрохимических анализов можно предположить, что указанные различия в распределении стронция-90 между взвесями в «исходных» и «отстоявшихся» неподкисленных пробах обусловлены интенсивным соосаждением (и/или сорбцией) радионуклида со свежееобразующимися в условиях доступа воздуха гидроокисями железа, присутствующего в скважине в повышенных по сравнению с природными условиями концентрациях. Способность гидроокисей железа интенсивно сорбировать стронций-90 из раствора отмечалась ранее многими исследователями [3 — 5].

*Изменение активности стронция-90 при прокачке скважины.* Данные об изменении концентрации стронция-90 в пробах воды в процессе прокачки скважины К-9 изображены на рис. 4. Наблюдаемое увеличение концентрации стронция-90 в растворе согласуется с установленным ранее фактом увеличения концентраций радионуклида в скважине и водоносном горизонте. В то же время активность стронция на взвесах в ходе прокачки существенно не изменилась. Таким образом, не получила подтверждения гипотеза о том, что повышение концентрации стронция-90 при прокачке можно вызвать взмучиванием высокорadioактивных взвесей из отстойника скважины.

Отбор проб, проведенный через две недели после прокачки скважины, показал, что концентрация стронция-90 в воде снизилась более чем в три раза по сравнению с зафиксированной в конце прокачки (рис. 4 и табл. 1). Можно предположить, что аэрация воды в скважине вследствие прокачки эрлифтом привела к интенсификации окислительных процессов в скважине и сорбции стронция-90 на свежееобразованных гидроокисях железа.

**Выводы.** Анализ результатов выполненных исследований позволяет сделать следующие выводы, касающиеся методических аспектов пробоотбора из скважин, наблюдаемых в системе радиогидрогеологического мониторинга Зоны отчуждения.

1. *Конструктивно скважины* с длиной фильтровой части порядка 12 м мало пригодны для опробования водоносных горизонтов в условиях неравномерного по вертикали распределения радионуклидов в грунтовых водах, так как дают осредненные по глубине значения активности, интерпретация которых затруднительна. Предпочтение следует отдать многоуровневым кустам сква-

Таблица 2. Концентрация химических компонентов, мг/л, в скважине К-9 и поровых водах

Компонент	Скважина	Иглобур
Катионы		
Na+	12,5 — 13,2	13,2 — 14,0
K+	6 — 8,5	3,3 — 9,0
Ca <sup>2+</sup>	55,1 — 62,7	50,1 — 52,7
Mg <sup>2+</sup>	12,2	13,6 — 22,6
Fe <sup>2+</sup>	0,4 — 3,0	0,4 — 1,0
Fe <sup>3+</sup>	1 — 2,2	0,2 — 0,6
	0,1 — 0,2	0,15 — 0,9
Анионы		
Cl—	24,5	24,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	30,5 — 33,7	22,2 — 31,7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0 — 0,1	0 — 0,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0 — 0,01	0 — 0,01
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	192,2 — 201,4	173,9 — 183,1
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>		
Сумма	335,6 — 351,5	312,3 — 328,1
pH	7,26 — 7,70	7,05 — 7,75
Eh	+120...+235	+70...+165

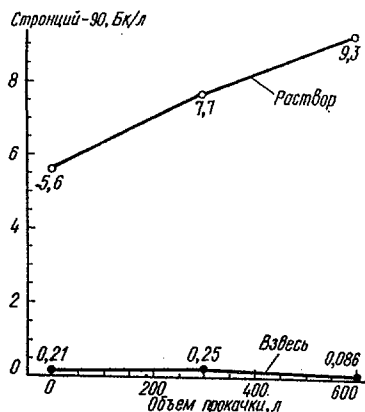


Рис. 4. Изменение содержания стронция-90 в скважине К-9 в ходе прокачки 8.09.93 г.

В большинстве перечисленные выше рекомендации не оригинальны и приводятся во многих руководствах, посвященных методам изучения химического состава подземных вод [1, 6 — 9]. В настоящей статье мы стремились показать актуальность указанных аспектов пробоотбора в конкретных условиях водоносных горизонтов Зоны отчуждения.

Приходится с сожалением констатировать, что нарушение многих из перечисленных выше требований (в силу объективных и субъективных причин) привело к тому, что имеющиеся в настоящее время результаты наблюдений в системе мониторинга подземных вод Зоны отчуждения, полученные ценой больших материальных затрат, имеют, тем не менее, весьма низкую надежность. Устранение имеющихся методических недостатков и приведение мониторинга подземных вод в соответствии с рекомендациями, выработанными в мировой практике, несомненно, можно считать первоочередной задачей гидрогеологических исследований в зоне ЧАЭС.

1. Резников А. А., Муликовская Е. П., Соколов Ю. И. Методы анализа природных вод. — М.: Недра, 1970. — 488 с.
2. Унифицированные методы анализа вод. — М.: Химия, 1971. — 376 с.
3. Пушкарёв В. В. Сорбция радиоактивных изотопов гидроокисью железа // Ж. неорган. химии. — 1956. — 1, N 1. — С. 170.
4. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М.: Атомиздат, 1974. — 216 с.
5. Kinniburgh D. G., Jackson M. L., Sykes J. K. Adsorption of Alkaline Earth, Transition, and Heavy Metal Cations by Hydrous Oxide Gels of Iron and Aluminium // Soil Sci. Am. J. — 1976. — 40. — P. 796.
6. Meneley W. A., Hagen G. E. Instruction for collection of water samples and completion of water quality coding forms. Saskatchewan Res. Council, Geology Div. — Circular 7. — 1975. — 13 p.
7. Cook J. M., Miles D. L. Methods for the chemical analysis of groundwater. Report 80/5. Inst. Geological Sci., Natural Env. Res. Council. London, Her Majesty's Stationery Office. — 1980. — 56 p.
8. Лукнер Л., Шестаков В. М. Моделирование миграции подземных вод. — М.: Недра, 1986. — 208 с.
9. Володин Д. Ф., Яковлев Е. А. Временные методические рекомендации по проведению геолого-экологических исследований при геологоразведочных работах (для условий Украины). — Киев: Укргеология, 1990. — 86 с.

Институт геологических наук НАН Украины, Киев  
Институт общей и неорганической химии НАН Украины, Киев

Поступила 17.03.93

В. В. Гудзенко, С. П. Джепо,  
Д. А. Бугай, А. С. Скальский

UA9700093

## К ОПРЕДЕЛЕНИЮ КОЭФФИЦИЕНТОВ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ВОДА — СКЕЛЕТ ПОРОДЫ

Рассмотрены и сопоставлены возможности различных методов определения коэффициентов распределения осколочных радионуклидов в системе пороховой раствор — скелет водовмещающей породы. Приведены результаты предварительных оценок  $K_d$  стронция-90 в песчаных грунтах ближней зоны ЧАЭС на основе измерения их концентраций в пробах грунтов и грунтовых вод, отбиравшихся с помощью специального оборудования на глубинах более 1,0 м от вскрытого при походе выработки уровня воды.

Коэффициент распределения — гидрохимический параметр, характеризующий соотношение количества того или иного соединения в твердой и жидкой фазах системы вода — твердое вещество в состоянии равновесия, — на протяжении последнего десятилетия остается предметом острых дискуссий среди специалистов, занимающихся прогнозированием миграции загрязнений в геологической среде. Связь коэффициента распределения с фактом замедления, т. е. с отношением скоростей движения фронтов растворителя и загрязнителя, позволяет учесть этот параметр в разнообразных моделях массопереноса.

Коэффициент распределения введен в гидрогеологическую терминологию из физической химии, где применяется давно и эффективно. Оттуда же перешли лабораторные методы определения  $K_d$ , основные разновидности которых — статический и динамический — наиболее распространены. Статический метод предполагает помещение в сосуд навески гомогенизированной твердой фазы, к которой добавляется 2 — 5-кратный объем жидкости с известной удельной активностью того или иного РН. После экспозиции, сопровождаемой периодическим перемешиванием, фазы разделяются и изменяется удельная активность осадка и жидкости. Коэффициент распределения вычисляется по формуле

$$K_d = \frac{C_t}{C_{ж}} = \frac{(C_0 - C_p)V}{C_p M}, \quad (1)$$

где  $C_t$ ,  $C_{ж}$ ,  $C_0$ ,  $C_p$  — соответственно удельные и объемные активности твердой фазы и жидкости в конце эксперимента, исходная и результирующая активность жидкой фазы;  $V$  — объем жидкости;  $M$  — масса образца. Размерность  $K_d$  в данном выражении — отношение объема к массе.

Динамический метод может реализовываться двояко: через «чистый» образец исследуемой породы пропускают определенный объем меченой радионуклидом жидкости (сорбционный вариант) или через загрязненный образец пропускают чистый раствор (десорбционный вариант) и контролируют его объемную активность на выходе из колонки.

Наиболее распространен статический метод определения  $K_d$ , что объясняется прежде всего легкостью его реализации. Однако получаемые этими методами значения  $K_d$  и пересчитанные на их основе факторы замедления зачастую противоречат натурным наблюдениям. Это естественным образом вытекает из различий термодинамических условий сорбций в лабораторных экспериментах и природных средах. Для лабораторных методов определения  $K_d$  характерен ряд отклонений от естественных условий, основными из которых являются: гомогенизация предварительно высушенной пробы; отношение жидкой и твердой фаз, резко превышающее существующее в водоносных горизонтах; использование хорошо растворимых соединений исследуемого загрязнителя, представленного обычно ионными формами; в большинстве случаев лабораторные эксперименты проводятся без учета существенно важных природных факторов, например, температуры; динамика жидкой фазы как в статиче-

ских, так и в динамических экспериментах обычно не соответствует природным условиям; различия в макрохимическом составе природных вод и модельных растворов и т. п.

Количественный учет упомянутых выше различий достаточно сложен, поэтому получаемые в лабораторных экспериментах значения  $K_d$ , при условии стандартизации измерений, могут рассматриваться лишь как некий качественный параметр при сравнении сорбционных свойств тех или иных почвогрунтов.

Очевидно, что наиболее достоверные значения коэффициента распределения и (или) фактора замедления следует ожидать на основании натурных наблюдений. Один из вариантов метода предложен и защищен авторским свидетельством в 1987 г. [1]. Пробы загрязненных грунтов отбирались в полиэтиленовые пакеты и из них отпрессовывалась поровая влага. Образцы твердой фазы и жидкости отправлялись на  $\gamma$ -спектрометрический и радиохимический анализы. В опробуемых интервалах разреза определялась объемная влажность почвогрунтов и плотность их скелета. Коэффициент распределения рассчитывался по формуле

$$\bar{K}_d = \frac{C_T \rho_{ск}}{C_{ж} W}, \quad (2)$$

где  $\rho_{ск}$  — плотность скелета породы;  $W$  — объемная влажность (доли);  $\bar{K}_d$  — безразмерный параметр, учитывающий реальное распределение радиоактивности между твердой и жидкой фазой независимо от механизма взаимодействия.

Конструкция использованного пресса [2] позволяла загружать до 600 см<sup>3</sup> пробы одновременно. Из всех  $\gamma$ -излучателей, присутствующих в поровых водах Зоны отчуждения, рассчитать значения  $K_d$  удавалось только для <sup>137</sup>Cs. Наиболее правдоподобные значения получались для интервала глубин 20 — 30 см, где наблюдаемая в твердой фазе активность была, вероятно, перенесена в растворенной форме с дневной поверхности. Наличие слаборастворимых топливных и конденсационных частиц в первых сантиметрах почвенных разрезов приводило к резкому завышению значений  $K_d$  [3].

Второй вариант предусматривал непосредственные определения фактора замедления  $R_f$ , связанного с коэффициентом распределения простой формулой

$$R_f = 1 + \frac{\rho_{ск} K_d}{W} = 1 + \bar{K}_d. \quad (3)$$

В шурфы глубиной около 0,5 м запускали многокомпонентный радиоактивный индикатор, обычно представленный тритиевой водой и растворами хлоридов <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr. Шурф засыпался для возможно более полного восстановления исходного почвенного разреза. Затем с помощью  $\gamma$ -каротажа и отбора проб почвенной влаги фиксировалось исходное распределение трассеров после запуска. В дальнейшем проводились режимные наблюдения за движением трассеров. Влажность по разрезу оценивалась с помощью (n,n)-каротажа скважин, пройденных в местах запуска трассеров. Геологический разрез расчленили по данным каротажа естественной активности (до запуска индикаторов), каротажа плотности ( $\gamma\gamma$ ) и (или) пенетрационного каротажа [4].

В этом случае замедление того или иного трассера относительно меченой тритием воды определяется простым соотношением

$$R_{fi} = \frac{\Delta h_T}{\Delta h_i}, \quad (4)$$

где  $\Delta h_T$  и  $\Delta h_i$  — соответственно смещение максимумов распределения трития и  $i$ -го индикатора за один и тот же интервал времени.

Заметим, что выражение (4) дает осредненное значение  $R_f$ . Вместе с тем исследование реальных распределений активных индикаторов в почвенных разрезах убеждает в существовании быстрых путей миграции загрязнителей, у которых замедление значительно ниже средних значений [5].



В перечисленных случаях коэффициенты распределения определялись для почвогрунтов зоны аэрации. В то же время до настоящего момента практически отсутствовали определения  $K_d$  в условиях насыщенной зоны водоносных горизонтов зоны отчуждения. Последний вопрос весьма актуален, например, в связи с прогнозами миграции радионуклидов на участках пунктов временной локализации радиоактивных отходов, исследованием массопереноса в зоне пруда-охладителя ЧАЭС и т. д.

Полученные для зоны аэрации  $K_d$  малопригодны для характеристики водонасыщенных сред. В них влаго-солеперенос отличается значительно большей нестационарностью гидродинамических и гидрохимических процессов по сравнению с грунтовыми водами. Применительно к зоне аэрации в целом более корректно, по-видимому, оперировать понятием фактора задержки, а не собственно коэффициента распределения, так как подразумеваемые условия равновесия здесь могут не соблюдаться.

Возможности натурных методов определения  $K_d$  существенно расширяются при использовании иглобура для отбора поровых растворов. Разработка и изготовление иглобура осуществлены Киевским филиалом СП «Трольво» при НПО «Славутич» по рекомендациям Института геологических наук НАН Украины. Комплект оборудования состоит из остроконечного фильтра (иглазаборник) диаметром 12 мм с длиной рабочей части 10 — 200 мм; трубчатых удлинительных секций с герметизированными соединениями, позволяющих установить фильтр на глубину до 6 м; вакуумной водозаборной емкости объемом 20 л с насосом Комовского, а также дополнительных приспособлений для ручного бурения скважин, установки и извлечения иглофильтра, транспортировки оборудования и т. д. Иглобур успешно испытан при изучении вертикального распределения  $^{90}\text{Sr}$  в поровых растворах зоны отчуждения ЧАЭС [6, 7].

Рассмотрим некоторые методологические особенности использованного нами подхода для определения  $K_d$  в насыщенной Зоне грунтовых водоносных горизонтов.

Для полевых исследований выбирались участки с квазистационарным режимом латеральной фильтрации грунтовых вод, например между двумя водоемами с многолетней устойчивой разницей уровней воды в них. Принималось во внимание также относительное постоянство радио- и гидрохимического режима поверхностных вод.

Пробы воды и грунта отбирались ниже вскрытого при проходке шурфа (шпура) уровня грунтовых вод на 0,5 — 1 м. Пробы грунта отбирались специальным цилиндрическим пробоотборником из нержавеющей стали. Грунтовая вода фильтровалась непосредственно при отборе через фильтр «синяя лента». Сразу после отбора жидкие пробы консервировались добавлением HCl с доведением pH раствора до 1,5 — 1.

Исходная влажность отобранных проб и остаточная влажность (после отделения поровых растворов) определялись термостатно-весовым методом. Учет дополнительной активности, приобретаемой вмещающей породой при высушивании проб, приводит к выражению

$$K_d = \frac{C_T \rho}{C_* W_0} - \frac{W_1}{W_0}, \quad (5)$$

где  $W_1$  и  $W_0$  — соответственно конечная и исходная влажность водовмещающих песков;  $C_T$  и  $C_*$  — соответственно удельная и объемная активность твердой фазы и жидкости;  $\rho$  — плотность скелета породы. В большинстве случаев при высокой степени сепарации поровой влаги вторым членом выражения (5) можно пренебречь.

Некоторые результаты исследований грунтовых вод и водовмещающих песков из тела дамбы пруда-охладителя ЧАЭС и польдерной дамбы в районе Красненского старика по описанному выше методу приводятся ниже (таблица).

**Выводы.** Выполненные предварительные исследования возможностей определения значений  $K_d$  в натуральных условиях подтверждают перспективы этого направления и позволяют планировать более детальное изучение поведения осколочных радионуклидов в системе вода — скелет породы.

Несмотря на ограничение число выполненных определений  $K_d$ , полученные результаты свидетельствуют в пользу корректности выбранного подхода.

Место отбора проб, характер породы	Число проб	Число проб	Активность $^{90}\text{Sr}$ в твердой фазе, Бк/кг	Активность $^{90}\text{Sr}$ в жидкой фазе, Бк/л	Исходная влажность пород, %	Коэффициент распределения стронция-90, $K_d$	
						безразмерный	л/кг
Красненский старик, польдерная дамба м/з песок	1	1	422±46	34±1	18	67,5	12,3
				19±4*		121,0	22,1
Дамба пруда-охладителя, ПК-10, с/з песок	2	1	97,6±62,9	27,3±2,3	16,1	21,2	3,4
		2	609,8±141,4	83,8±3,9	18,9	37,5	7,1
Дамба пруда-охладителя, ПК-113, м/з, с/з песок	2	1	165,5±64,8	21,8±1	20,4	36,2	7,4
		2	<9	3,3±0,6	17,6	<14,5	<2,6
Дамба пруда-охладителя, ПК-189, с/з песок	2	1	<9	2,5±0,4	15,7	<21,9	<3,4
		2	<9	4,4±0,5	15,1	<12,5	<1,9

\* Жидкая и твердая фазы разделены на воронки Бюхнера в лаборатории.

Так, величина  $K_d$  для  $^{90}\text{Sr}$  в диапазоне 1 — 7 л/кг согласуется с результатами решения эпигнозных задач по данным натурных наблюдений за развитием ореолов загрязнения этим нуклидом грунтовых вод и выполненными ранее экспертными оценками [6].

Сравнительно большие объемы проб, извлекаемые с помощью разработанной технологии, расширяют возможности аналитических методов исследований, позволяют определить физико-химические формы миграции радионуклидов, оценить роль комплексообразователей, в частности хелатных соединений металлов, в поступлении загрязнителей в подземные воды. На сравнительно больших объемах поровых растворов можно детально изучить изотопные и нуклидные отношения мигрирующих загрязнителей, что даст дополнительную информацию о скоростях, механизмах и формах их переноса.

В заключение авторы считают своим долгом поблагодарить сотрудников ИГН и НИЦ РПИ А. М. Абрамову, Т. А. Голикову, Г. И. Гудзенко, А. Н. Ключниченко, Л. П. Лемишевскую, Л. Н. Пишоку за участие в разработке новой методики.

1. А. с. 1501750. Способ определения межфазового распределения радионуклидов в горных породах / В. В. Гудзенко, В. Т. Дубинин, Ю. А. Цапенко, А. А. Сухоребрий, И. Ю. Грушецкий. Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Союза ССР 15 апреля 1989 г.
2. А. с. 967853 СССР, МКИ В 30 В 9/22. Устройство отделения жидкой фракции / Н. А. Парцевский. — Оpubл. 23.10.82, Бюл. № 39.
3. Гудзенко В. В., Сухоребрий А. А. Цезий-137 в природной системе поровый раствор — порода // Радионуклиды в экологических исследованиях. — Киев: Наук. думка, 1992. — С. 87 — 92.
4. Ферронский В. И., Данилин А. И., Дубинчук В. Г. и др. Радионуклидные методы исследования в инженерной геологии и гидрогеологии. — М.: Атомиздат, 1977. — 304 с.
5. Дубинчук В. Г., Поляков В. А., Корниченко Н. Д. Ядерно-геофизические методы в гидрогеологии и инженерной геологии. — М.: Недра, 1988. — 223 с.
6. Джепо С. П., Скальский А. С., Бугай Д. А. и др. Разработка основных элементов радиогидрогеологического мониторинга и ПДГМ 30-км зоны отчуждения: Отчет о НИР, ИГН АНУ, 1992 / Фонды Минчернобыль.
7. Джепо С. П., Бугай Д. А., Гудзенко В. В. и др. К вопросу о методике радиологического опробования подземных вод в Зоне отчуждения ЧАЭС. — См. сб. — С. 87 — 92.



А. С. Скальский, С. П. Джепо, Д. А. Бугай

## РАДИОГИДРОХИМИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ СКВАЖИН ПРИПЯТСКОГО ВОДОЗАБОРА

Приведены результаты гидрохимического обследования работающих скважин Припятского водозабора для выявления возможного источника загрязнения радионуклидами напорного водоносного горизонта. Рекомендован оптимальный регламент мониторинга за подземными водами в районе водозабора. Намечены необходимые гидрогеологические исследования для достоверного прогноза загрязнения напорного водоносного горизонта.

На протяжении 1991 — 1992 гг. Управлением дозиметрического контроля (УДК) НПО «Припять» зарегистрировано повышенное содержание стронция-90 в водах хозяйственно-питьевого назначения, извлекаемых Припятским водозабором из напорного водоносного горизонта в эоценовых отложениях. В 1991 г. по неполным и разрозненным данным УДК отмечено общее повышение содержания стронция-90 от 0,036 до десятых долей Бк на 1 л воды, причем в июле в водопроводе г. Припяти максимальные значения концентрации стронция-90 достигли примерно 1 Бк/л.

В следующем году отмечались колебания концентрации стронция-90 в Яновской ветви Припятского водозабора и водопроводе г. Припяти (рис. 1).

Прослеживаются два пика (в мае и июне), когда концентрация стронция-90 в извлекаемой из водоносного горизонта воде по Яновской ветке водозабора практически достигала временно допустимых уровней (ВДУ). Эти факты послужили основанием для проведения гидрогеологических исследований на Припятском водозаборе.

В августе 1992 г. нами выполнено комплексное радиогидрохимическое обследование эксплуатируемых скважин Яновской (5 скважин, пробоотбор 10.08.93), Шепеличевской и Н. Шепеличевский веток водозабора (12 скважин, пробоотбор 31.08.93), имеющее целью получить достоверные данные о радиационном состоянии эксплуатируемого для водоснабжения водоносного горизонта в эоценовых отложениях и выявить «критические» скважины (если таковые имеются).

Одновременно были уточнены расположение скважин Припятского водозабора, их состояние и дебиты в годичном режиме. Всего зарегистрировано 26 скважин, оборудованных фильтрами и насосами. В эксплуатации находится 19 скважин. Насос скважины обеспечивает дебит 400 — 500 м<sup>3</sup>/сут. Одновременно обычно работают 12 — 15 скважин, причем регистрация периодически работы их не ведется. Режим работы воды скважинами водозабора в течение 1992 — 1993 гг. показан на рис. 2.

По мнению технолога водозабора, значения водоотбора с 1-го по 12-й мес. 1992 г. и в 7-м мес. 1993 г. завышены из-за неисправности регистрирующего оборудования.

Пробы воды из 17 скважин, которые на время обследования находились в рабочем режиме, были взяты для проведения радиохимических и химических анализов. Пробы воды для радиометрии в целях консервации подкислялись соляной кислотой до значений pH, равных 1,5 — 2, сразу же после от-

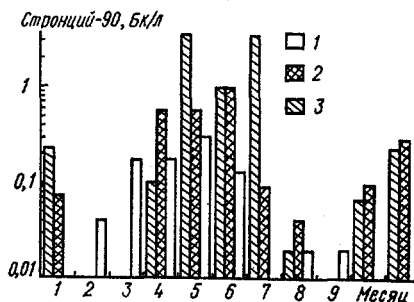


Рис. 1. Содержание стронция-90 в воде Припятского водозабора в 1992 г. (по данным ЦРМЗО УДК НПО «Припять»);

1 — Яновский водозабор; 2 — Н. Шепеличевский водозабор; 3 — водопровод г. Припять

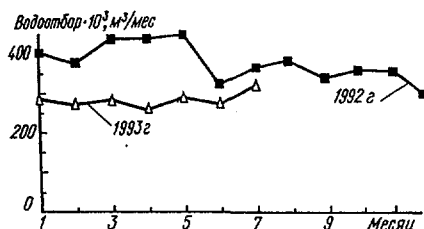


Рис. 2. Суммарный водоотбор подземных вод Припятским водозабором

бора их из действующих скважин. В пробах для химических анализов на месте определялись рН и Eh. Радиометрия на содержание трития и стронция-90 в пробах воды выполнена в лаборатории партии геолого-экологических исследований ГГП «Севукргеология» (табл. 1).

Как видно, к настоящему времени ни одна из обследованных скважин не дает повышенного содержания трития и стронция-90. Это позволяет сделать вывод о том, что пока водоносный горизонт в эоценовых отложениях не загрязнен радионуклидами (РН).

Т а б л и ц а 1. Содержание трития и стронция-90 в пробах воды из скважин Припятского водозабора, Бк/л

№ п/п	Номер пробы	Номер скважины	Тритий		Стронций-90	
			Активность	Абсолютная погрешность	Активность	Абсолютная погрешность
1	20	9	<1,69		<0,0146	
2	21	8	1,9	0,13	<0,0146	
3	22	7	<1,69		<0,0146	
4	28	6	<1,69		<0,0146	
5	29	5	<1,69		<0,0146	
6	50	13	<2,93		<0,0146	
7	51	11<2	<2,93		<0,0146	
8	52	14	<2,93		0,013	0,0019
9	53	15	3,64	0,39	<0,0146	
10	54	16	<2,93		0,0184	0,013
11	55	20	—		<0,0146	
12	56	17	<2,93		<0,0146	
13	57	23	<2,93		<0,0146	
14	58	24	<2,93		<0,0146	
15	59	1	3,25	0,35	<0,0146	
16	60	25	<2,93		<0,0146	
17	61	26	<2,93		0,0148	0,0011

П р и м е ч а н и е. Анализы выполнены в лаборатории ПГЭИ ГГП «Севукргеология» с помощью низкофонового спектрометра «Quantulus».

Химический анализ проведен в лаборатории Института геологических наук НАН Украины и его результаты представлены в табл. 2.

По повышенному содержанию ионов натрия, хлора и гидрокарбоната в воде из скважин Яновской ветки водозабора отмечается техногенное влияние г. Припяти, возможно, как следствие обработки улиц солью в зимнее время, а также других факторов. В то же время факт повышенного содержания NaCl в относительно изолированном водоносном горизонте в эоценовых отложениях позволяет предположить возможность миграции со временем стронция-90 и других радионуклидов (РН) к водозаборным скважинам при загрязнении ими безнапорного водоносного горизонта.

Для достоверного прогноза миграции РН и разработки эффективных мер по предотвращению ожидаемого загрязнения подземных вод хозяйственно-питьевого назначения в водоносном горизонте эоценовых отложений следовало бы сосредоточить исследования на наблюдениях за гидродинамическим режимом грунтовых и напорных вод, изучении распределения РН в грунто-

Т а б л и ц а 2. Результаты химического анализа проб воды из скважин Принятского водозабора

Номер пробы	Номер скважи- ны	Катионы, мг/л								Анионы, мг/л						Жесткость, мг-экв		pH	Eh	Общая минера- лизация, мг/л
		Na+	K+	Ca++	Mg++	Fe++	Fe+++	NH+	Cl'	SO''	NO'3	NO'2	CO'3	HCO'3	Ca+Mg	Ca				
20	9	27,4	4,8	40,1	9,1	0,1	0,1	0,6	6,0	6,6	—	0,2	—	219,7	2,75	2,75	7,3	+180	314,5	
21	8	23,5	5,0	40,1	9,1	не опр.	не опр.	0,5	6,0	4,1	—	0,02	—	213,6	2,75	2,75	7,4	+175	301,9	
22	7	30,0	5,9	40,1	9,1	—	—	0,3	6,0	3,3	—	0,06	—	244,8	2,75	2,75	7,45	+175	339,6	
28	6	32,7	6,3	45,1	7,7	—	—	0,4	10,3	0,8	—	0,02	—	253,9	2,88	2,88	7,3	+190	357,2	
29	5	26,1	5,9	45,1	7,7	—	—	0,2	6,1	2,5	—	0,01	—	226,4	2,88	2,88	6,9	+130	320	
50	13	22,7	4,2	42,7	4,5	—	—	0,7	4,3	5,8	—	0,2	—	213,6	2,50	2,50	7,40	+70	298	
51	11	25,3	3,8	35,1	6,1	—	—	0,1	4,3	4,5	—	0,05	—	192,2	2,25	2,25	7,55	+90	271	
52	14	6,8	3,8	42,7	9,1	—	—	0,4	4,3	9,9	—	0,01	—	178,0	2,88	2,88	7,25	+125	254	
53	15	5,8	3,8	45,1	6,1	—	—	0,7	4,3	9,1	—	0,02	—	170,9	2,75	2,75	7,35	+135	245	
54	16	5,3	3,8	42,7	7,5	—	—	0,6	4,3	10,3	—	0,04	—	161,7	2,75	2,65	7,4	+145	236	
55	20	8,1	4,4	47,7	4,5	—	—	0,7	4,3	11,1	—	0,04	—	189,2	2,75	2,75	7,65	+135	270	
56	17	5,2	3,6	42,7	3,0	—	—	0,7	4,3	12,3	—	0,09	—	155,6	2,38	2,38	7,10	+185	227,5	
57	2	6,7	3,8	47,7	6,1	—	—	0,4	4,3	11,1	—	0,02	—	177,0	2,88	2,88	7,40	+180	257,1	
58	24	3,9	3,2	42,7	12,2	—	—	0,4	4,3	12,3	—	0,05	—	170,9	3,13	2,80	7,3	+175	250	
59	1	9,7	6,6	50,1	7,7	—	—	0,15	4,3	4,1	—	0,1	—	213,6	3,13	3,13	7,40	+175	296,4	
60	25	3,5	3,2	40,1	6,1	—	—	0,3	4,3	10,7	—	0,1	—	146,4	2,50	2,40	7,2	+190	214,7	
61	26	3,8	3,4	37,7	7,5	—	—	0,4	6,0	12,3	—	0,05	—	146,4	2,50	2,40	7,10	+195	217,6	

вых водах и зоне аэрации в районе водозаборов, а также на определении коэффициентов задержки для наиболее подвижных радионуклидов в водоносных горизонтах и отдельном слое Киевских мергелей. Одновременно необходимо проверить технологию подготовки воды для хозяйственно-питьевых нужд с целью выявить возможные пути ее загрязнения.

С учетом повышения концентраций стронция-90, достигшего максимума в мае 1992 г., целесообразно изменить регламент опробования скважин Припятского водозабора следующим образом:

на каждой из веток водозабора (Яновской, Шепеличевский и Н. Шепеличевский) ежемесячно опробовать одну — две скважины с таким расчетом, чтобы в течение года осуществлялась их ротация;

ежемесячно опробовать воду из коллектора водозабора до подачи ее на станцию очистки (обезжелезнения);

в случае, если на коллекторе будет отмечаться повышение концентрации стронция-90, необходимо экстренно провести разовое опробование всех действующих скважин водозабора.

Институт геологических наук НАН Украины, Киев

Поступила 17.03.94

УДК 550.424.4

UA9700095



Н. И. Проскура, В. В. Долин UA9700095

## ТРАНСФОРМАЦИЯ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ПРОДУКТОВ ДЕЛЕНИЯ В РЕЧНОЙ ВОДЕ АКВАТОРИИ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 1986 — 1991 ГГ.

Разработан и описан метод разделения миграционных форм продуктов деления в речной воде. В устьях рек и воде водохранилища в 1986 г. отмечено возрастание количества растворенного органического вещества, уменьшение содержания растворенных неорганических веществ и растворенного кислорода при неизменном количестве взвесей. Соответственно изменяется количество радионуклидов (РН) в составе выделенных форм. Общее количество  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в речной воде в 1991 г. не изменилось. Наблюдается трансформация форм нахождения продуктов деления по сравнению с ранее полученными результатами. Около 50 %  $^{137}\text{Cs}$  и до 99 %  $^{90}\text{Sr}$  находятся в условно растворенном состоянии. Соотношение РН в составе фильтратов и взвесей подвержено сезонным изменениям.

Основные миграционные формы продуктов деления в воде разделяются на взвешенные и растворенные. Как первые, так и вторые могут иметь органическую и неорганическую природу. Для разделения миграционных форм РН в речной воде авторами настоящей статьи разработана методика, позволяющая выделить растворенные органические вещества (РОВ), растворенные вещества неорганической природы (РНВ) и взвешенные формы.

Растворенными веществами считаем все условно растворенные вещества, проходящие через бумажный фильтр «синяя лента» диаметром пор около 100 мкм при нормальных условиях с образованием прозрачного фильтрата.

Настоящая методика распространяется на поверхностные, грунтовые и подземные воды с содержанием РОВ не менее 1 мг/дм<sup>3</sup> и устанавливает химический способ разделения взвешенных, растворенных органических и растворенных неорганических форм РН.

Способ основан на поглощении РОВ березовым активированным углем (БАУ) с последующей экстракцией органическими растворителями.

### ПОДГОТОВКА К АНАЛИЗУ

#### 1. Подготовка пробы воды:

а) отработанную воду объемом 50 л герметически закрывают и отстаивают в течение двух суток;

б) через двое суток отстаившую воду сливают в 20-литровый стеклянный сосуд, подкисляют разбавленной соляной кислотой (1:1) до pH 3, герметически закрывают (законсервированная таким образом проба может храниться 2 мес.);

© Н. И. Проскура, В. В. Долин, 1994

в) взвесь отделяют на фильтре «синяя лента», высушивают в сушильном шкафу при  $(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ ;

г) объектом измерения содержания радионуклидов в составе взвесей является высушенный осадок;

д)  $\beta$ -активность измеряется на радиометре КРК-1-01 ("Бета"), содержание  $\gamma$ -активных нуклидов — на анализаторе БПА-94М с германий-литиевым диффузионно-дрейфовым детектором ДГДК, активность  $^{90}\text{Sr}$  определяется способом радиохимического определения  $^{90}\text{Sr}$  в почвах.

2. Приготовление реактивов:

а) перед началом работы нагревают муфельную печь до  $600^\circ\text{C}$ . БАУ отжигают в вакууме в течение 4 ч до освобождения от органических веществ;

б) хлористый кальций прокаливают в течение 1 ч при  $(400 \pm 50)^\circ\text{C}$ , охлаждают до комнатной температуры, герметически упаковывают;

в) 1 дм<sup>3</sup> хлороформа встряхивают со 100 см<sup>3</sup> концентрированной серной кислоты в течение 10 мин; слой кислоты удаляют; в хлороформ добавляют 100 г прокаленного хлористого кальция, выдерживают в течение суток; хлороформ отгоняют при  $61,2^\circ\text{C}$  в аппарате для перегонки жидкостей;

г) стандартный раствор А готовят следующим образом:

100 см<sup>3</sup> концентрированной серной кислоты прибавляют к 1 дм<sup>3</sup> бензола, встряхивают в течение 10 мин, слой кислоты удаляют;

встряхивание повторяют со свежими порциями кислоты до прекращения ее окрашивания;

к очищенному бензолу прибавляют равное количество 96 %-ного этилового спирта;

азеотроп отгоняют в аппарате для перегонки жидкостей при  $68,2^\circ\text{C}$ ;

д) хромовую смесь готовят следующим образом:

к 300 см<sup>3</sup> концентрированной серной кислоты, нагретой до  $50^\circ\text{C}$ , небольшими порциями добавляют калий двуххромовокислый при постоянном помешивании стеклянной палочкой;

прибавление реактива продолжают до прекращения его растворения;

раствор охлаждают до комнатной температуры и сливают в склянку Дрекслея.

## ПРОВЕДЕНИЕ АНАЛИЗА

1. Подготовленный БАУ (п. 2а) загружают в делительную воронку объемом 250 см<sup>3</sup> с впаянным фильтром Нутча N1, снабженную сокслетной трубкой 3 (рис. 1).

2. Пробу воды пропускают через слой БАУ со скоростью 1500 — 2000 см<sup>3</sup>/ч. В конце пропускания образовавшийся осадок взмучивают и вместе с водой пропускают через слой БАУ. Сосуд дважды споласкивают небольшим количеством дистиллированной воды, которую также пропускают через слой БАУ.

3. Воду, пропущенную через слой БАУ, переносят в термостойкие стаканы и выпаривают на электроплитке при  $70 - 90^\circ\text{C}$  до объема 100 см<sup>3</sup>. Затем переносят в фарфоровую чашечку и выпаривают досуха под сушильной лампой.

4. Объектом измерений активности радионуклидов в составе, растворенных неорганических веществ является сухой остаток.

5. Активность радионуклидов измеряют на оборудовании и по методикам, указанным в п. 1 д.

6. БАУ сушат путем пропускания сухого, освобожденного от органических примесей воздуха в течение 16 ч: атмосферный воздух барботируется через склянку Дрекслея, наполненную на 1/3 хромовой смесью (1), проходит через хлоркальциевую трубку, наполненную сухим едким натром (2), и поступает в сосуд с БАУ (3), присоединенный к водоструйному насосу (см. рис. 1).

7. Высушенный БАУ экстрагируют подготовленным хлороформом (п. 2 в) в течение 40 ч.

8. После экстракции хлороформом БАУ экстрагируют стандартным раствором А (п. 2 г) в течение 40 ч.

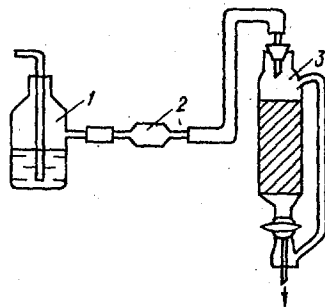


Рис. 1. Высушивание БАУ после пропускания пробы воды

9. Экстракты объединяют и выпаривают на ротационном испарителе.
10. Выпаренный экстракт сушат в пистолете Фишера в течение 3 ч.
11. Объектом измерения содержания радионуклидов в составе растворенных органических веществ является сухой остаток.
12. Содержание радионуклидов измеряется на оборудовании и по методам, указанным в п. 1 д.

В мае — июне 1986 г. нами были отобраны пробы воды акватории Киевского водохранилища в верхнем течении и местах впадения в водохранилище рек (Днепр, Припять, Тетерев), а также из пруда-охладителя ЧАЭС. Гидрохимические характеристики речной воды изменяются в зависимости от скорости течения (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Гидрохимическая характеристика речной воды акватории Киевского водохранилища

Компонент	Гидрохимические показатели $\times 10^3$ , кг/м <sup>3</sup>					
	р. Припять		р. Днепр		р. Тетерев устье	Киевское водохранилище (верхний бьеф)
	г. Чернобыль	Устье	г. Комарин	Устье		
pH	7,6	7,7	7,6	7,4	7,6	7,6
N <sub>общ</sub>	1,12	1,54	1,12	1,54	1,71	2,0
в т. ч.:						
NH <sub>4</sub>	0,86	1,17	0,69	0,97	0,91	0,63
N <sub>орг</sub>	0,26	0,37	0,43	0,57	0,80	1,37
P <sub>общ</sub>	0,11	0,15	0,12	0,15	0,13	0,15
в т. ч.:						
P <sub>орг</sub>	0,05	0,06	0,05	0,06	0,05	0,06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,06	0,09	0,07	0,09	0,08	0,10
Бихроматная окисляемость	35,6	39,3	29,1	36,8	28,6	32,3
O <sub>2</sub>	7,9	6,2	9,2	6,4	6,3	7,9
CO <sub>2</sub>	7,0	8,2	0,0	7,0	12,3	0,0
Fe <sub>общ</sub>	0,60	0,61	0,44	0,40	0,85	0,50
Fe <sub>взв</sub>	0,50	0,48	0,36	0,30	0,64	0,40
Fe <sub>раств</sub>	0,10	0,13	0,08	0,40	0,21	0,08
Ca <sup>2+</sup>	43,9	50,4	43,4	50,9	52,9	43,4
Mg <sup>2+</sup>	9,1	8,6	12,4	9,4	10,3	8,8
Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	20,0	18,2	32,5	24,3	25,0	18,0
Cl <sup>-</sup>	26,3	25,8	27,7	27,0	34,1	22,7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	22,8	20,0	27,1	21,6	30,4	24,9
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	154,2	137,1	180,1	158,7	177,0	137,4
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	6,0

Содержание общего и органического азота и фосфора, показатель бихроматной окисляемости возрастают от верхнего течения к месту впадения в Киевское водохранилище (устью) рек, что наблюдается на расстоянии даже 30 км от устья, и с севера на юг по направлению к верхнему бьефу водохранилища. В то же время при неизменной pH содержание растворенного кислорода в районе устья уменьшается и незначительно возрастает в районе шлюза. Что касается неорганических катионов и анионов, то характерно понижение их содержания в устье по сравнению с верхним течением Днепра и Припяти; понижение продолжается по направлению к верхнему бьефу.

Судя по соотношению взвешенного и растворенного железа, количество взвеси в воде не изменяется в акватории водохранилища, сохраняется также соотношение между растворенной и взвешенной формами Fe.

Итак, в устьях рек, и соответственно в водохранилище, возможно, за счет резкого уменьшения скорости течения, возрастает количество РОВ и уменьшается содержание РНВ и растворенного кислорода при неизменном количестве взвесей.

РОВ природного происхождения представлены преимущественно высоко-



молекулярными соединениями гумусовой природы — фульво- и гуминовыми кислотами, склонными к ассоциации и образованию полидисперсных систем с диапазоном молекулярных масс 300 — 60 000 и более. В ИК-спектре РОВ идентифицированы группы, характерные для фульвокислот: в области  $3300\text{ см}^{-1}$  (группы  $\text{OH}$ —, связанные водородной связью),  $2900\text{ см}^{-1}$  (валентные колебания алифатических групп  $\text{C-H}$ ),  $1730\text{ см}^{-1}$  (валентные колебания  $\text{C=O}$  карбоксильных и кетонных групп),  $1610\text{ см}^{-1}$  (ароматические  $\text{C=C}$  связи и  $\text{C=O}$  группы, связанные водородной связью),  $1450\text{ см}^{-1}$  (валентные колебания  $\text{N-H}$  аминогрупп) и  $1250\text{ см}^{-1}$  (валентные колебания  $\text{C=O}$  и деформационные колебания  $\text{OH}^-$  карбоксильных групп) (рис. 2).

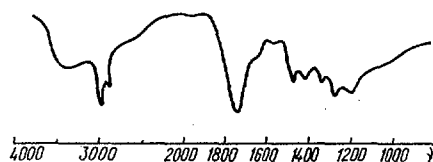


Рис. 2. ИК -спектр РОВ речной воды акватории Киевского водохранилища

По характеру взаимодействия с фульвокислотами металлы можно разделить на три основные группы.

К первой относятся ионы, негидролизующиеся при рН поверхностных вод и в широком диапазоне концентраций образующие фульвокомплексы, например  $\text{Ca (II)}$ ,  $\text{Sr (II)}$ ,  $\text{Mg (II)}$ . Однако при обычной цветности вод эти металлы представлены преимущественно ионной формой, расчетная доля их, образующих фульвокомплексы, не превышает 3 %.

Ко второй группе относятся легкогидролизующиеся ионы  $\text{Fe (III)}$ ,  $\text{Ru (III)}$  и  $\text{(IV)}$ . Благодаря комплексообразованию с фульвокислотами растворимость и миграционная способность их растет, доля их, связанных в фульвокомплексы, по расчетам составляет 80 — 90 % даже при обычной цветности вод, основная часть их обнаружена во фракции молекулярным весом 1000 — 1500.

В качестве представителей третьей группы можно назвать ионы редкоземельных элементов  $\text{Ce (III)}$ ,  $\text{Y(III)}$  и  $\text{Yb (III)}$ , образующих с фульвокислотами вод ряд растворимых и малорастворимых соединений, растворимость которых увеличивается от церия к иттербию. В этом же ряду растет устойчивость растворимых комплексов, что приводит к дифференциации редкоземельных элементов и накоплению легких лантаноидов, в том числе  $\text{Ce}$  в донных отложениях водоемов. По расчетам эти элементы представлены в речных водах преимущественно в виде гидроксокомплексов, и только 0,1 %  $\text{Ce}$  образует водорастворимые соединения с фульвокислотами [1].

Радионуклиды, поступающие в результате аварии в природные воды, находились в различных фазовых состояниях. Наиболее миграционноспособны летучие продукты деления и конденсаты различного состава. Эти формы при взаимодействии с водой способны переходить в растворимое состояние. Раздробленное и распыленное ядерное горючее находится в основном в составе взвесей.

Количество РОВ в пробах речной воды, отобранных 6 — 8 июня 1986 г., составило 4 мг/л, взвесей — 20 мг/л.

Активность  $^{141}\text{Ce}$  в воде акватории Киевского водохранилища находилась в пределах 1,09 — 4,12 Бк/л и достигала 25,82 Бк/л в воде обводного канала пруда-охладителя ЧАЭС;  $^{144}\text{Ce}$  — 1,42 — 8,11 и до 28,14 Бк/л соответственно (табл. 2).

Т а б л и ц а 2. Распределение между РОВ, РНВ и взвесями в речной воде акватории Киевского водохранилища в июне 1986 г.

Радионук- лид	Группа ве- ществ	Содержание РН в пробах воды, Бк/л						
		р. Припять		р. Днепр		р. Тете- рев, устье	Киевское водохра- нилище (верхний бьеф)	Обводной канал пруда-охла- дителя
		г. Черно- быль	Устье	г. Комарин	Устье			
$^{141}\text{Ce}$	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
$^{144}\text{Ce}$	ВЗВ	1,09	2,07	0,75	1,87	2,63	4,12	25,82
	РОВ	0,06	Н/о	Н/о	0,10	Н/о	0,08	1,87
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	ВЗВ	1,61	1,42	0,87	2,28	1,67	8,11	28,14

Радионук- лид	Группа ве- ществ	Содержание РН в пробах воды, Бк/л						
		р. Припять		р. Днепр		р. Тете- рев, устье	Киевское водохра- нилище (верхний бьеф)	Обводной канал пруд- да-охлади- теля
		г. Черно- быль	Устье	г. Комарин	Устье			
<sup>103</sup> Ru	РОВ	0,37	0,82	1,18	1,58	1,16	0,84	2,21
	РНВ	0,41	0,11	0,07	0,27	0,16	0,12	0,23
	ВЗВ	5,87	4,04	3,44	4,32	2,18	3,87	23,86
<sup>106</sup> Ru	РОВ	0,11	0,23	0,22	1,18	1,12	0,50	1,34
	РНВ	0,06	0,12	Н/о	0,23	Н/о	0,03	0,28
	ВЗВ	3,27	2,11	0,98	4,20	3,83	2,31	16,22
<sup>131</sup> I	РОВ	0,08	0,16	0,22	Н/о	Н/о	0,27	Н/о
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	ВЗВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
<sup>134</sup> Cs	РОВ	0,12	0,08	0,06	0,08	0,06	0,12	7,54
	РНВ	0,06	Н/о	Н/о	0,02	0,12	0,10	0,94
	ВЗВ	2,38	1,82	1,28	1,34	2,12	3,17	210,28
<sup>137</sup> Cs	РОВ	0,28	0,30	0,26	0,40	0,12	0,28	6,19
	РНВ	0,10	0,12	0,18	0,22	0,10	0,06	1,00
	ВЗВ	4,83	5,81	4,74	5,55	4,06	6,34	251,06
<sup>140</sup> La	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	3,35
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,11
	ВЗВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	26,50
<sup>95</sup> Nb	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	ВЗВ	Н/о	2,92	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	17,36
<sup>95</sup> Zr	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о
	ВЗВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	14,88

Радионуклиды церия содержатся преимущественно в составе взвеси (95,6 — 100 %), незначительное количество <sup>144</sup>Ce (1,0 — 4,4%) обнаружено в составе РОВ речной воды, 6,6 % связано с растворимыми фульвокислотами в обводном канале пруда-охладителя. Содержание <sup>141</sup>Ce и <sup>144</sup>Ce возрастает в устьях рек и в южном направлении к верхнему бьефу водохранилища, т. е. в местах с более слабым течением накапливаются взвешенные формы радионуклидов (табл. 3).

Т а б л и ц а 3. Соотношение миграционных форм в речной воде акватории Киевского водохранилища в июне 1986 г.

Радионук- лид	Группа ве- ществ	Соотношение миграционных форм радионуклидов						
		р. Припять		р. Днепр		р. Тетерев, устье	Киевское водохра- нилище (верхний бьеф)	Обводной канал пруд- да-охлади- теля
		г. Черно- быль	Устье	г. Комарин	Устье			
<sup>141</sup> Ce	РОВ	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	РНВ	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ВЗВ	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<sup>144</sup> Ce	РОВ	3,7	0,0	0,0	4,4	0,0	1,0	6,6
	РНВ	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ВЗВ	96,3	100,0	100	95,6	100,0	99,0	93,4
<sup>103</sup> Ru	РОВ	5,6	6,5	25,1	25,7	33,1	17,3	8,4
	РНВ	6,2	2,2	1,5	4,3	4,6	2,5	0,9

Радионук- лид	Группа ве- ществ	Соотношение миграционных форм радионуклидов						
		р. Припять		р. Днепр		р. Тетерев, устье	Киевское водохрани- лище (верхний бьеф)	Обводной канал пруд- да-охлади- теля
		г. Черно- быль	Устье	г. Ксмарин	Устье			
$^{103}\text{Ru}$	ВЗВ	88,2	81,3	73,3	70,0	62,3	80,2	90,7
$^{106}\text{Ru}$	РОВ	3,2	9,3	18,3	21,0	22,6	17,6	7,5
	РНВ	1,7	4,9	0,0	4,1	0,0	1,0	1,5
	ВЗВ	95,1	85,8	81,7	74,9	77,4	81,4	91,0
$^{131}\text{I}$	РОВ	100,0	100,0	100,0	Н/о	Н/о	100,0	Н/о
	РНВ	0,0	0,0	0,0	Н/о	Н/о	0,0	Н/о
	ВЗВ	0,0	0,0	0,0	Н/о	Н/о	0,0	Н/о
$^{134}\text{Cs}$	РОВ	4,7	4,2	4,5	5,6	2,6	3,6	3,4
	РНВ	2,3	0,0	0,0	1,4	5,2	2,9	0,4
	ВЗВ	93,0	95,8	95,5	93,0	92,2	93,5	96,2
$^{137}\text{Cs}$	РОВ	5,4	4,8	5,0	6,5	2,8	4,2	2,4
	РНВ	1,9	1,9	3,5	3,6	2,3	0,9	0,4
	ВЗВ	92,7	93,3	91,5	89,9	94,9	94,9	97,9
$^{140}\text{La}$	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	11,2
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,3
	ВЗВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	88,5
$^{95}\text{Nb}$	РОВ	Н/о	0,0	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,0
	РНВ	Н/о	0,0	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,0
	ВЗВ	Н/о	100,0	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	100,0
$^{95}\text{Zr}$	РОВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,0
	РНВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	0,0
	ВЗВ	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	Н/о	100,0

Содержание  $^{103}\text{Ru}$  в речной воде находилось в пределах (3,50 — 6,65) Бк/л и возрастает до 30 Бк/л в пруде-охладителе;  $^{106}\text{Ru}$  — (1,2 — 5,38) Бк/л и до 18 Бк/л соответственно. Максимальное содержание  $^{103}\text{Ru}$  отмечается в р. Припять в районе г. Чернобыль,  $^{106}\text{Ru}$  — в районе впадения р. Днепр в Киевское водохранилище; минимальные — в устье р. Тетерев и в р. Днепр в районе г. Комарин соответственно (см. табл. 2).

Радионуклиды рутения относятся к летучим продуктам деления. Поэтому доля их растворимых форм резко возрастает по сравнению с  $^{141,144}\text{Ce}$ . В р. Припяти доля радиорутения в составе РОВ невелика и возрастает по направлению к водохранилищу от 5,6 до 6,5 % для  $^{103}\text{Ru}$  и от 3,2 до 9,3 % для  $^{106}\text{Ru}$ . При удалении от источника поступления продуктов деления доля растворимых форм радиорутения резко возрастает (до 33 %) в устье р. Тетерев (см. табл. 3). Это объясняется тем, что выпадение летучих форм и конденсатов незначительно в ближней зоне по сравнению с диспергированным топливом, а на удалении 30 км доля конденсатов возрастает до 60 — 90 %. Доля растворимых фульвокомплексов радиорутения в р. Днепр составляет 18 — 26 % и незначительно возрастает по направлению к устью. В районе Киевского шлюза эта доля уменьшается до 17 %. Содержание растворимых фульвокомплексов радиорутения в обводном канале пруда-охладителя ЧАЭС составляет (7,5 — 8,4)%. Активность  $^{103,106}\text{Ru}$  здесь представлена в основном взвешенными формами (см. табл. 3).

Активность  $^{103}\text{Ru}$ , остающегося в растворе после отделения взвесей и РОВ, составляет (0,07 — 0,41) Бк/л,  $^{106}\text{Ru}$  — (0,06 — 0,28) Бк/л (см. табл. 2); доля активности этих форм радиорутения достигает 5 % (см. табл. 3).

Содержание  $^{131}\text{I}$  в речной воде составляет (0,08 ... 0,27) Бк/л. Этот РН обнаружен только в составе РОВ.

Содержание  $^{134}\text{Cs}$  в пробах речной воды находится в пределах (1,34 — 3,39) Бк/л и достигает 220 Бк/л в воде пруда-охладителя,  $^{137}\text{Cs}$  — (4,28 — 6,68) Бк/л и до 260 Бк/л соответственно. Наибольшее количество радиоцезия в речной воде обнаружено на верхнем бьефе Киевского водохранилища (см. табл. 2). Доля  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , связанных с РОВ, составляет 2,6 — 5,6 % и 2,8 — 6,5 % соответственно. Наибольшие значения этой доли отмечаются в устье р. Днепр. В составе РНВ обнаружено до 5,2 %  $^{134}\text{Cs}$  и до 3,6 %  $^{137}\text{Cs}$ . Такие же значения отмечаются в устьях рек. Основное количество радионуклидов (до 97 %) содержится во взвеси. Вода пруда-охладителя обеднена растворимыми формами цезия (см. табл. 3).

$^{140}\text{La}$  обнаружен только в пробе из обводного канала пруда-охладителя ЧАЭС (около 30 Бк/л) (см. табл. 2). Весьма высока доля его, связанного с РОВ (11,2 %) (см. табл. 3).

$^{95}\text{Nb}$  и  $^{95}\text{Zr}$  обнаружены только во взвешенной форме в пробе воды из пруда-охладителя. Незначительное количество  $^{95}\text{Nb}$  содержалось в устье р. Припять (см. табл. 2 и 3).

В течение 1991 г. Украинское отделение ВНИПИПТ (г. Желтые Воды) отбирало пробы воды, которые нами анализировались (табл. 4 и 5).

Т а б л и ц а 4. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  и формы их нахождения в водоемах и реках Зоны отчуждения ЧАЭС в течение 1991 г.

Дата отбора	Место отбора	Удельное содержание радионуклидов, Бк/л			
		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
		Взвесь	Фильтрат	Взвесь	Фильтрат
30.01.91	Залив выше ж/д моста	2,7	3,5	0,27	23,5
	Остров	4,3	1,2	0,15	0,73
	У дамбы между Красн. старореч. и р. Припять	4,7	8,6	2,1	54
	Краснянское староречье у польдерной дамбы	3,0	1,2	3,2	59,5
	Левый берег р. Припять	27	4,9	0,65	18
	Устье р. Муравка (лед)	<0,68	<0,68	0,23	1,05
	(вода)	<0,68	0,81	<0,14	8,1
	Залив Краснянского староречья (лед)	2,1	3,5	3,2	297
	(вода)	<0,68	13,2	5,9	432
	Протока Муравка	3,2	1,9	1,3	66
	Полигон	11	17	0,089	2,5
	Средина протоки Муравки у польдерной дамбы	0,76	0,57	0,078	2,7
	Начало протоки Муравка	1,5	8,1	<0,11	1,35
22.06.91	Озеро пойма	2,1	5,9	0,57	103
08.08.91	Водозабор площадки № 5	1,2	0,81	15	6,5
08.08.91	Протока Муравка	38	2,6	40,5	89
23.09.91	Пруд-охладитель	7,6	6,5	0,92	4,9
	Дренажный канал	<0,35	<0,35	0,22	7,0
	Дренажная канава-мочажина	0,43	<0,35	0,17	7,8
23.09.91	р. Припять	1,2	0,32	0,54	0,43
	Скважина 151-3к, глубина 2 — 3 м	2,6	1,2	1,9	13
	р. Глинница (Шепка), 150 м от устья р. Припять	0,32	0,46	0,165	3,0

Т а б л и ц а 5. Распределение миграционных форм в водообъектах Зоны отчуждения ЧАЭС в течение 1991 г.

Дата отбора	Место отбора	Соотношение содержания РН в миграционных формах, %			
		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
		Взвесь	Фильтрат	Взвесь	Фильтрат
30.01.91	Залив выше ж/д моста	43,5	56,5	1,1	98,9
	Остров	78,2	21,8	17	83
	У дамбы между Краснянским староречьем и р. Припять	35,3	64,7	3,7	96,3
	Краснянское староречье у польдерной дамбы	71,4	28,6	5,1	94,9
	Левый берег р. Припять	84,4	15,4	3,5	96,5
	Устье р. Муравка (лед)	Н/о	Н/о	18	82
	(вода)	Н/о	≤100	Н/о	≤100
30.01.91	Залив Краснянского староречья (лед)	37,5	62,5	1	99
	(вода)	Н/о	≤100	1,3	98,7
	Протока Муравка	62,7	37,3	1,9	98,1
	Полигон	39,3	60,7	3,4	96,6
	Средина пр. Муравки у польдерной дамбы	57,1	42,9	2,8	97,2
	Начало пр. Муравка	15,6	84,4	Н/о	≤100
	Озеро поймы	26,3	73,7	0,6	99,4
22.06.91	Водозабор площадки № 5	59,7	40,3	69,8	30,2
23.09.91	Протока Муравка	93,6	6,4	31,3	68,7
	Пруд-охладитель	53,9	46,1	15,8	84,2
	Дренажный канал	Н/о	Н/о	3	97
23.09.91	Дренажная канава-мочажина	≤100	Н/о	2,1	97,9
	р. Припять	79	21	55,7	44,3
	Скважина 151-Зк, глубина 2 — 3 м	68,4	31,6	12,8	87,2
	р. Глинница (Щепка), 150 м от устья р. Припять	41	59	5,2	94,8

При сравнении этих результатов с данными, полученными в 1986 г., можно отметить, что содержание радионуклидов в проточной воде в целом практически находится на одном уровне. Повышенное содержание  $^{137}\text{Cs}$  отмечается в районе левобережной поймы р. Припять (до 32 Бк/л), а также в районе пр. Муравка (40,6 Бк/л в летний период) и в местах со слабым течением (у дамбы между Краснянским староречьем и р. Припять — 13,3 Бк/л) (см. табл. 4).

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде пруда-охладителя резко уменьшилось по сравнению с 1986 г. за счет оседания взвесей радиоактивных частиц.

Резко изменилось соотношение между взвешенными и растворенными формами. Если в июне 1986 г. загрязненность воды на 93 — 96 % была сформирована за счет взвешенных форм  $^{137}\text{Cs}$ , то в 1991 г. радиоцезий поровну распределен между взвесями и растворенными формами.

Заметно колеблется также сезонное распределение  $^{137}\text{Cs}$  между растворенными и взвешенными формами: зимой 1991 г. средняя доля взвешенной формы была 44 %, летом — 60 % и осенью достигла 70 % (табл. 6).

Т а б л и ц а 6. Сезонные колебания взвешенных и растворенных форм  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пробах воды левобережной поймы р. Припять в течение 1991 г.

Время года	Соотношение содержания миграционных форм, %			
	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
	Взвесь	Фильтрат	Взвесь	Фильтрат
Зима (13 проб)	0 — 78	15 — 100	0 — 18	82 — 100
	44	56	4,5	95,5
Лето (3 пробы)	26 — 94	6 — 74	0,6 — 70	30 — 99
	60	40	34	66
Осень (6 проб)	41 — 100	21 — 59	2 — 56	44 — 98
	68	32	16	84

П р и м е ч а н и е. В числителе указаны граничные, в знаменателе — средние значения.

Обращает на себя внимание достаточно высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  в водах левобережной поймы. В зимний период в заливе Краснянского староречья количество растворенного  $^{90}\text{Sr}$  достигало 423 Бк/л. Высокие содержания  $^{90}\text{Sr}$  зимой 1991 г. обнаружены также в заливе выше железнодорожного моста 24 Бк/л, у польдерной дамбы — 60 Бк/л, летом — в пойменном озере — 103,6 Бк/л (см. табл. 4), причем 98 — 99 % радионуклидов в этих пробах содержалось в растворенном состоянии (см. табл. 5).

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в растворенной форме остается весьма высоким в течение года. Однако и здесь заметны сезонные колебания. Если зимой среднее количество радиостронция в растворенной форме составляло 95,5 %, то летом оно уменьшилось до 66 %, а осенью — до 84 % (см. табл. 6).

Таким образом, летучие радионуклиды, попадающие в речную воду, образуют растворимые органические и неорганические соединения с фульвокислотами и другими компонентами речной воды. В составе растворимых форм преобладают органические соединения, обнаруженные во фракции с типичным колебательным спектром фульвокислот. Наибольшая степень комплексообразования с фульвокислотами вод характерна для изотопов рутения. Отмечается корреляция между основными гидрохимическими характеристиками (бихроматная окисляемость, содержание растворенных и взвешенных форм железа) в устьях рек и в верхнем течении, и распределением изотопов между растворенными органическими и неорганическими веществами и взвесями. В связи с увеличением органических веществ в устьях рек, где течение резко уменьшается, происходит частичное перераспределение между взвешенным и РОВ, что приводит к накоплению последнего в водохранилище и подтверждает его гидрологическую роль как своеобразного отстойника РН. Однако в периоды паводков, когда содержание органических веществ (как взвешенных, так и растворенных) резко возрастает [2, 3], возникает опасность ускорения миграционных процессов. Основное количество РН в речной воде в 1986 г. мигрировало во взвешенных формах. В 1991 г. соотношение между взвешенными и растворенными формами РН резко изменилось — около 50 %  $^{137}\text{Cs}$  и до 99 %  $^{90}\text{Sr}$  находилось в растворенном состоянии.

Соотношение миграционных форм в речной воде также подвержено сезонным колебаниям. В осенне-зимний период происходит накопление РН в растворенной форме, а весной и летом — их активный вынос с паводковыми водами.

1. Варшалл Г. М., Кошечева И. Я., Сироткина И. С. и др. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов // Геохимия. — 1979. — № 4. — С. 598 — 607.
2. Семенов А. Д. Органические вещества в поверхностных водах Советского Союза: Докт. дис. — Иркут. ун-т. — 1971. — 265 с.
3. Смирнов М. П. Минерализация воды и содержание органических веществ (по окисляемости) в воде рек северной тайги СССР // Гидрохим. материалы. — 1974. — 59. — С. 82 — 99.

Е. П. Скоробогатько, С. И. Рыбалко,  
С. Ю. Пономарев, О. Г. Чудайкин

### РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ТОПЛИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС

Получены результаты альфа-метрического и гамма-спектрометрического изучения радионуклидного состава частиц отработанного ядерного топлива в ближней зоне ЧАЭС. Показано, что распределения радионуклидных соотношений для представительной выборки частиц из локального ландшафтного объекта характеризуются значительной дисперсией и коррелируют с их морфологическими особенностями. Методология оценки и прогноза потенциальной опасности диспергированных топливных выпадений, долговременно депонирующих основные количества осколочных радионуклидов (РН) и трансурановых элементов в ближней зоне ЧАЭС, должна быть основана на изучении динамики изменения распределений соотношений активностей основных дозообразующих РН для достаточно представительных выборок топливных частиц.

Радиоактивные выпадения сформировали как зоны с относительно высокоподвижными газо-конденсатными источниками загрязнения, так и источники медленного действия, характеризующееся небольшой скоростью трансформации диспергированного топливного материала. Активные («горячие») частицы топлива размерами от единиц до нескольких десятков микрометров, образовавшиеся при взрыве реактора IV энергоблока ЧАЭС, выпали на большой территории, преимущественно в северном и западном направлении от ЧАЭС. Число активных частиц на поверхности уменьшается на несколько порядков по мере удаления от источника загрязнения. В северном направлении число активных частиц составляет  $10^5$  на  $1 \text{ м}^2$  на участках, находящихся в 40 км от ЧАЭС, и даже на участках, отстоящих от ЧАЭС на расстоянии 250 км, их число остается порядка  $10^5$  на  $1 \text{ м}^2$  [1]. Общее число частиц с различной активностью настолько велико, что доля бета-активности, приходящейся на них, достигает в отдельных случаях 90 %. Основное число активных частиц, как правило, находится в верхнем слое толщиной 1 см, т. е. практически на поверхности почвы.

Высокая концентрация частиц на поверхности в сочетании с малой миграционной способностью вглубь почвы являются важнейшими факторами, которые необходимо учитывать при прогнозировании изменения радиоэкологической обстановки.

Низкая миграционная способность РН чернобыльского выброса обусловлена тем, что большая их часть входит в состав горячих частиц. Миграция этих частиц не столько радиогеохимическими факторами, сколько механическим переносом (ветровым и гидрологическим), который сам по себе невелик. Вследствие этого за время, прошедшее после аварии на ЧАЭС, границы зон загрязнения и положение изолиний плотности загрязнения поверхности по отдельным РН практически не изменились (с учетом радиоактивного распада), что свидетельствует о слабой как горизонтальной, так и вертикальной миграции радионуклидов.

Тем не менее при прогнозе поведения радиоактивного загрязнения почв и донных отложений на ближайшие годы нельзя исключить радиационного разрушения их структуры самооблучением (удельная активность «горячих» частиц в пересчете на 1 г составляет сотни и тысячи кюри [2]). В этом случае может иметь место относительно быстрое поступление долгоживущих РН в окружающую среду и вовлечение их в геохимические циклы миграции. Способствует усилению подвижности осколочных и трансурановых РН также воздействие на топливные частицы внешних факторов (почвенных растворов, сидерофоров высших растений и др.). Собственное излучение «горячих» частиц может также усиливать воздействие этих факторов, например посредством радиолитической пленочной влаги и окисления продуктами радиолитических веществ топливной матрицы с последующим ее растворением [3].

Растения могут захватывать и транспортировать взвеси с размерами ча-

стиц менее 40 мкм [4], хотя основной путь корневого поглощения связан с водорастворимыми формами химических элементов, в том числе и РН. В процессе преобразования химической формулы элемента-загрязнителя участвуют абиотические почвенные факторы (рН, водный потенциал, адсорбционные свойства почвы, определяющие подвижность элемента, ее механический и химический состав) [5, 6], и биотические, важнейшими из которых являются активность почвенной микрофлоры и различные по своей природе корневые выделения (сидерофоры) высших растений [7]. Под влиянием абиотических факторов существенные изменения растворимости происходят лишь в течение 100 — 1000 лет. Однако при участии микрофлоры почвы и корневых выделений высших растений этот процесс может значительно ускориться. Эта проблема является новой в радиоэкологии. Данные о накоплении РН и прогнозировании распределения загрязнения в пищевых цепочках ранее были получены преимущественно на системах, содержащих РН в заведомо растворимой форме, и не учитывали переходный характер кинетики твердофазной диффузии, растворения и поглощения [8]. Данные по исследованию форм нахождения РН в «горячих» частицах также дают основание полагать, что в природной среде и биологических жидкостях РН могут переходить в растворимое состояние. Это будет увеличивать их потенциальную опасность для человека [9].

В результате разрушения топливных частиц могут формироваться суспензии и коллоиды, обладающие высокой миграционной способностью. Это, в свою очередь, может вызвать интенсификацию выноса РН в водоносные слои. В то же время возможно увеличение респираторной фракции в приземном слое воздуха и, как следствие, повышение ингаляционной опасности. Первичные источники загрязнения в окружающей среде под воздействием физико-химических, геохимических и биотических процессов в настоящее время постоянно перераспределяются с общей тенденцией к вертикальной миграции в почве. Изучение этих динамических проявлений — основа прогнозов всех без исключения форм радиационного воздействия и последствий в отдаленные периоды времени после чернобыльской аварии.

Распределение топливных «горячих» частиц по глубине выгорания не совпадает ни с базовым составом топлива IV энергоблока, ни с его составом с учетом выгорания на момент аварии. Показано [10], что в наибольшей степени топливные частицы обеднены по  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  ( $K_f = 0.7$ ), менее — по  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{106}\text{Ru}$ , а  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{155}\text{Eu}$  практически не фракционировались. Крупные частицы (более 50 мкм) в меньшей степени обеднены радиоцезием, чем мелкие. Наблюдается также более высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  в частицах, выброшенных в западном направлении, по сравнению с северным, что указывает на различную температуру или время отжига топливных масс в аварийном реакторе.

Для того, чтобы надежно контролировать результирующий эффект процессов твердофазной диффузии и вымывания РН из топливных частиц в природной среде, необходимо периодическое определение коэффициентов фракционирования РН в «горячих» частицах, составляющих достаточную представительную выборку для каждого полигона. Предполагая проведение систематических исследований химической трансформации и миграции РН в природной среде, мы в 1992 г. отобрали топливные частицы на полигоне в районе «рыжего» леса, относящихся к выпадениям в западном направлении от ЧАЭС (260 °, 2,7 км по реперной сети). Значительный объем выборки (около 400 частиц) позволил получить в графическом виде распределения топливных частиц по различным радионуклидным соотношениям. Данные распределения анализировались с учетом принадлежности горячих частиц к одному из типов — топливному или топливно-конструкционному. Типовая принадлежность определялась на основании морфологических признаков и элементного состава частиц, установленно-го рентгеноспектральным методом.

Распределения радионуклидных соотношений можно представить в аналитическом виде. Аналогичные исследования в последующие годы позволят получить аналитическое выражение динамики изменения радионуклидного состава частиц и дать количественное наполнение прогноза трансформации радиоактивных загрязнений, а в конечном итоге — радио-



экологическим прогнозам. Начаты также лабораторные опыты по выщелачиванию РН из топливных частиц в интенсивном режиме, имитирующем длительное воздействие факторов природной среды.

Для соотношения суммарной альфа-активности «горячих» частиц и активности содержащегося в них  $^{144}\text{Ce}$  получено бимодальное распределение. Корреляционная зависимость активности суммы ТУЭ от активности  $^{144}\text{Ce}$  (в пересчете на момент аварии) соответственно представляет собой дублет прямых с коэффициентами пропорциональности  $3,4 \cdot 10^{-4}$  и  $8,5 \cdot 10^{-4}$  и коэффициентами корреляции, близкими к единице (рис. 1). Расщепление в дублете имеет статистически значимое соответствие с принадлежностью топливных частиц к одному из указанных выше типов по морфологическим признакам и по элементному составу. Так, прямая с большим коэффициентом пропорциональности соответствует 75 % частиц топливно-конструкционного типа, содержащих цирконий, и 87 % частиц, не имеющих морфологических признаков уранового топлива. Прямая с меньшим значением коэффициента пропорциональности соответствует только 40 % цирконийсодержащим частицам и только 25 % утратившим морфологические признаки топлива вследствие термического воздействия в аварийной ситуации.

Таким образом, относительно обогащенными трансурановыми РН оказываются топливно-конструкционные частицы по сравнению с топливными. Если полагать, что, независимо от аварийной ситуации, фракционирование  $^{144}\text{Ce}$  не имело места и он сохранил прочную связь с матрицей (это термодинамически оправдано, исходя из энтальпий образования оксидных форм урана, осколочных и трансурановых элементов), то обогащение топливно-конструкционных частиц ТУЭ может быть следствием их конденсации на внутренней поверхности циркониевых оболочек твэлов еще в штатном режиме работы реактора IV энергоблока.

Для гамма-спектрометрического определения радионуклидного состава топливных частиц использовалось нестандартное средство измерения (НСИ) — гамма-спектрометрическая установка на базе полупроводникового  $\text{Ge(Li)}$  детектора ДГДК-80В-3, регистрирующего гамма-излучение с энергией от 50 кэВ до 10 МэВ и с разрешением 2,8 кэВ для энергии 1332 кэВ; предусилителя спектрометрического зарядочувствительного ПУ-Г-ИК2; блока усиления импульсного БУИ-3К; многоканального анализатора импульсов АМ-А-02Ф1 и персонального компьютера ДВК-3.

Детектор располагается в комбинированной защите от внешнего излучения, обеспечивающий скорость счета в пике полного поглощения  $^{137}\text{Cs}$  0,044 имп/с. Исследуемый образец размещается на различной высоте над детектором по оси криостата. Расстояние между детектором и источником выбиралось, исходя из интенсивности внешнего излучения от образца, так, чтобы загрузка существенно не увеличивала мертвое время.

Время измерения частицы выбиралось исходя из того, чтобы погрешность определения основных РН не превышала 20 %, и было обнаружено максимально возможное число изотопов. Исходя из этих условий, время экспозиции составляло от 10 мин до 2 ч, а для отдельных образцов доходило до 10 ч.

После измерения фонового излучения и обработки спектра была рассчитана минимально детектируемая активность (МДА) по формуле

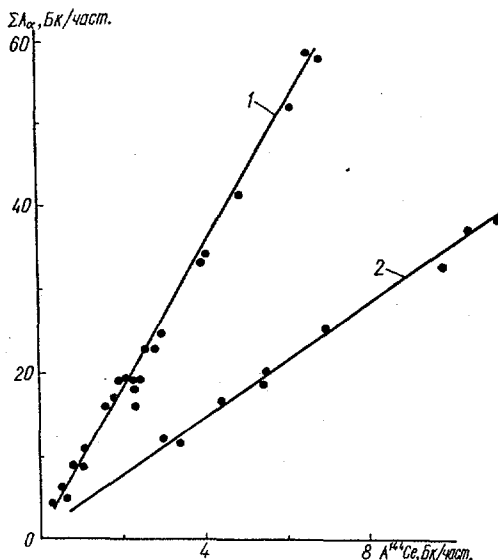


Рис. 1. Зависимость суммарной альфа-активности топливных (1) и топливно-конструкционных (2) частиц от активности  $^{144}\text{Ce}$  (в пересчете на момент аварии)

$$\text{МДА} = \frac{1 + \sqrt{1 + 8 N_{\Phi} t s^2}}{2 t s^2} K, \text{ Бк},$$

где  $N_{\Phi}$  — скорость счета фона, имп/с;  $t$  — время измерения пробы, с;  $s$  — относительная погрешность, с которой надо провести измерение;  $K$  — коэффициент пересчета, Бк/имп·с<sup>-1</sup>.

Результаты расчета для относительной погрешности измерений 20 % и различных времен измерений (в геометрии измерения, когда частица размещается на поверхности крышки криостата), а также скорость счета фонового излучения для конкретных энергетических линий представлены в табл. 1.

Т а б л и ц а 1. Величины минимально детектируемой активности РН

Радионуклид	Энергия, кэВ	Выход квантов	$N_{\Phi}$ , имп/с	МДА	
				32 000 с	3600 с
<sup>144</sup> Ce	133,5	0,108	0,001	0,2	1,0
<sup>134</sup> Cs	795,8	0,854	0,0021	0,2	0,9
<sup>137</sup> Cs	661,6	0,752	0,044	0,6	2,0
<sup>106</sup> Pu	511,8	0,206	0,0083	0,9	3,4
<sup>60</sup> Co	1332,5	1,000	0,0001	0,1	0,9
<sup>154</sup> Eu	123,0	0,405	0,0014	0,05	0,25
<sup>155</sup> Eu	105,0	0,205	0,001	0,08	0,4
<sup>125</sup> Sb	428,0	0,294	0,001	0,2	1,2

Полученный на анализаторе спектр гамма-излучения от исследуемого образца обрабатывался на ЭВМ с помощью программы обработки гамма-спектра ANL, разработанной сотрудниками Обнинского института атомной энергетики. Программа осуществляет поиск пиков в заданном диапазоне каналов, сглаживание, вычисление скорости счета в пике полного поглощения, определение статистической погрешности площади пика. По библиотеке РН и зависимости эффективности регистрации гамма-квантов от энергии для конкретной геометрии измерения программа рассчитывает активность по каждой обнаруженной линии и по ним определяет среднюю активность РН с учетом веса каждой гамма-линии. Полученные результаты обработки спектра выводятся на экран и, по желанию, на печать.

Имеющаяся в программе возможность учитывать вклад фонового излучения и проводить энергетическую калибровку по полученному спектру, а также наличие библиотеки калибровок по эффективности для различных геометрий измерения дают возможность измерять слабо активные (порядка 1 Бк) и сравнительно сильно активные (порядка 10<sup>5</sup> Бк) частицы.

Метрологическое обеспечение измерений проведено Менделеевским центром стандартизации и метрологии; получено свидетельство о Государственной метрологической аттестации средств измерений, в котором аттестованы 10 различных геометрий. При метрологических исследованиях использовались образцовые источники специального назначения, изготовленные НПО ВНИИФТРИ специально для калибровки детектора в геометриях, необходимых при измерении активности топливных частиц.

Результаты измерений заносились в базу данных на ЭВМ. Уже первые полученные данные были обработаны в целях выявления возможных ошибок измерений, достоверности результатов и обнаружения каких-либо закономерностей. Были построены гистограммы распределения соотношений различных изотопов в топливных частицах (рис. 2). Анализ данных, находящихся на краях этих распределений, позволил скорректировать ход

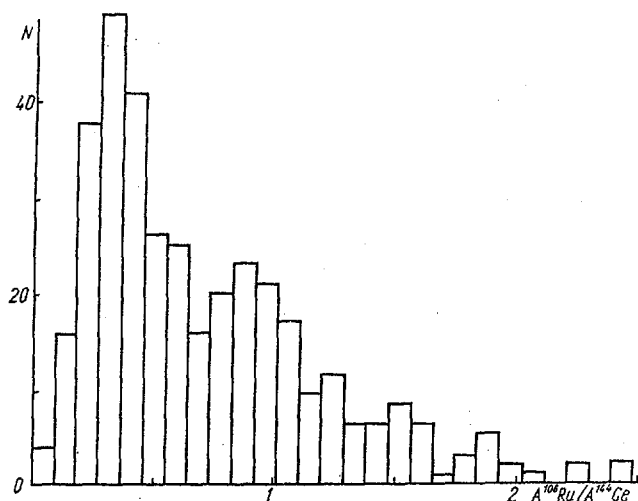


Рис. 2. Гистограмма отношений активности  $^{106}\text{Re}$  к активности  $^{144}\text{Ce}$  (на сентябрь 1992 г.)

дальнейших измерений частиц и их обработку на ЭВМ. Даже на этой начальной стадии статистической обработки результатов измерений выявлено по крайней мере две специфические выборки в распределении соотношений  $A^{137}\text{Cs}/A^{144}\text{Ce}$  и существование частиц с соотношением  $A^{137}\text{Cs}/A^{144}\text{Ce}$ , достигающим величины нескольких сотен. Впоследствии после проверки и получения других результатов измерений частиц эти данные подтвердились.

Полученный массив данных содержит информацию о 370 топливных частицах с западного и северного следов аварийных выпадений. Максимальное число РН, обнаруженных при гамма-спектрометрическом анализе в частицах, составляет восемь.

Рассчитаны соотношения активностей  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ,  $^{154}\text{Eu}/^{155}\text{Eu}$ , отношения активностей  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  и  $^{125}\text{Sb}$  к  $^{144}\text{Ce}$ . Значения этих соотношений

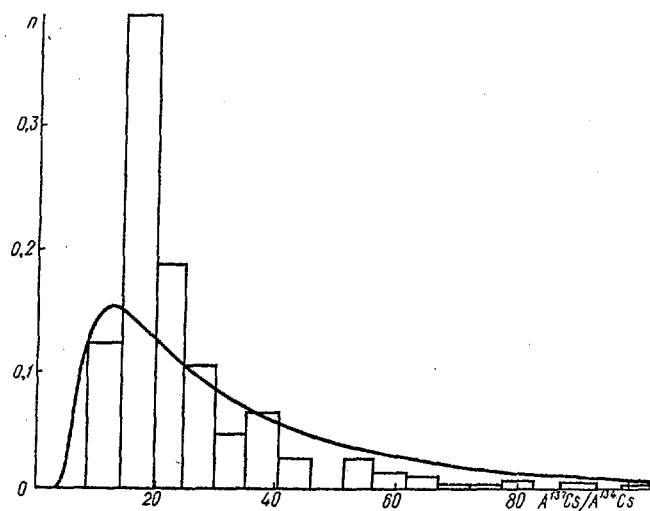


Рис. 3. Логарифмически нормальное распределение отношений активности  $^{137}\text{Cs}$  к активности  $^{134}\text{Cs}$  (на сентябрь 1992 г.)

изменяются в широком (до трех порядков) интервале и их распределения можно описать логарифмически нормальным законом (рис. 3, табл. 2). Количественное аналитическое описание этих соотношений послужит отправной точкой для анализа динамики изменения радионуклидного состава топливных выпадений. За истекшее после аварии время такой систематический анализ не проводился.

Т а б л и ц а 2. Величины соотношений активностей

Параметры распределения	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{134}\text{Cs}}$	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{106}\text{Ru}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{125}\text{Sb}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{154}\text{Eu}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{154}\text{Eu}}{^{155}\text{Eu}}$
Среднее отклонение	37,6	9,6	0,75	1,8	0,17	1,8
Стандартное отклонение	47,8	46,2	0,64	0,17	0,18	1,2

Полученные массивы данных обрабатывались с помощью программы статистической обработки STATGRAPHICS. Результаты расчета параметров распределений по каждому соотношению РН представлены в табл. 3.

Т а б л и ц а 3. Параметры распределения соотношений активностей РН

Параметр	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{134}\text{Cs}}$	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{106}\text{Ru}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{125}\text{Sb}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{154}\text{Eu}}{^{144}\text{Ce}}$	$\frac{^{154}\text{Eu}}{^{155}\text{Eu}}$
Размер выборки	296	344	345	217	259	217
Усредненное	52,7	5,7	0,73	0,18	0,155	1,76
Медиана	16,6	2,9	0,59	0,14	0,14	1,64
Среднее геометрическое	23,3	1,97	0,57	0,13	0,11	1,53
Дисперсия	19014	44,96	0,24	0,025	0,026	0,77
Стандартное отклонение	137,9	6,7	0,49	0,16	0,16	0,88
Стандартная ошибка	8,0	0,36	0,027	0,01	0,01	0,06
Минимум	5,76	0,02	0,01	0,014	0,005	0,14
Максимум	1750	33,14	2,72	1,38	2,19	4,92
Диапазон	1744	33,12	2,71	1,37	2,18	4,78
Асимметрия	7,76	1,44	1,2	3,2	8,05	0,90

Число интервалов программа первый раз выбирает автоматически на основе критерия близости данного распределения к нормальному закону.

Количество интервалов равной вероятности  $K$  выбиралось исходя из количества данных  $n$  в конкретной выборке по формуле

$$K = 4 \cdot \ln(n/10)/x,$$

где  $x = 0,53$  для нормального распределения при  $100 < n < 1000$ .

После разбивки массива по интервалам и построения гистограммы необходимо было выбрать распределение, которое было бы наиболее близко к полученной гистограмме. В качестве критерия соответствия принимался критерий  $\chi^2$ .

Результаты исследования соответствия распределения соотношений РН нормальному, логарифмически нормальному, экспоненциальному и гамма-распределениям по критерию  $\chi^2$  представлены в табл. 3. Как видно, распределение соотношений РН наиболее близко к гамма- и логнормальному законам. Поскольку параметры логарифмически нормального распределения более информативны (среднее и стандартное отклонение), чем у гамма-распределения (коэффициенты  $\alpha$  и  $\beta$ ), для описания полученных массивов использовался в дальнейшем логарифмически нормальный закон (табл. 4).

Т а б л и ц а 4. Параметры логарифмически нормального распределения соотношений активностей РН

Параметр	<sup>137</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	<sup>106</sup> Ru	<sup>125</sup> Sb	<sup>154</sup> Eu	<sup>154</sup> Eu
	<sup>134</sup> Cs	<sup>144</sup> Ce	<sup>144</sup> Ce	<sup>144</sup> Ce	<sup>144</sup> Ce	<sup>155</sup> Eu
Нормальное	1993,9	591,2	131,8	84,9	120,8	40,2
Гамма	256,5	36,5	21,0	6,1	9,4	34,2
Экспоненциал	228,0	126,3	94,6	34,9	46,1	189,4
Логарифмически нормальное	71,6	92,2	21,9	13,5	28,4	49,1

Необходимо отметить, что данные исследования проведены в первом приближении и не учитывают тонкой структуры распределений, а также погрешности определения активности РН. Поэтому дальнейшая обработка распределений может привести к уточнению полученных результатов.

Заметное наличие тонкой структуры в распределении отношения активности <sup>137</sup>Cs к <sup>144</sup>Ce, а также другие данные (например, электронной микроскопии) позволяют утверждать о существовании по крайней мере двух распределений соотношений этих РН. Грубое разделение исходного массива на два по предварительно проанализированным данным и построение для них логнормальных распределений позволило получить параметры этих распределений в первом приближении (табл. 5).

Т а б л и ц а 5. Параметры распределения отношения активностей

Параметр	Общее распределение	Распределение левое	Распределение правое
Размер выборки	344	151	223
Среднее геометрическое	1,97	0,33	6,43
Стандартное отклонение	6,7	0,46	6,66
Стандартная ошибка	0,36	0,04	0,45
Минимум	0,027	0,02	1,02
Максимум	33,14	1,87	33,14
Диапазон	33,12	1,85	32,12

Тонкая структура распределений изотопов и их соотношений может свидетельствовать о различных химических и физических свойствах топливных частиц, об условиях их образования и возможных способах трансформации.

Таким образом, радиоактивные выпадения при Чернобыльской аварии в виде диспергированного ядерного топлива следует рассматривать как один из основных источников осколочных и трансурановых РН, поступающих в окружающую среду в миграционно-активных формах. Динамика перехода данных РН из топливной или топливно-конструкционной матрицы в почвенную среду, подземные и поверхностные воды определяет радиоэкологическую ситуацию как в самой Зоне отчуждения, так и на значительной территории Украины.

Исходя из данных предпосылок, необходимо получение дополнительной базовой информации о радионуклидном составе топливных выпадений для последующего наблюдения и анализа динамики мобилизации долгоживущих РН в природной среде. В основу такого подхода должны быть положены систематические исследования радионуклидных соотношений для топливных выпадений, а также корреляционные зависимости по их радионуклидному составу.

Уже сейчас очевидно, что радионуклидные соотношения в топливных частицах из одной почвенной пробы не являются постоянными и изменяются в широких пределах. Это определяет также непостоянство радионуклидных соотношений в почвенных пробах.

1. Петряев Е. П., Лейнова С. Л., Данильченко Е. М. и др. Распределение и вертикальная миграция активных частиц в почвах юга Белоруссии // Тез. докл. IV конф. Научн. Совета при ГЕОХИ АН СССР. — Гомель. — 1990. — С. 75.
2. Хитров Л. М. «Горячие частицы» — что же это такое? // Там же. — С. 78.
3. Ольховик Ю. А., Чебаненко С. И., Костюченко Н. Г. Радиолит воды — вероятный механизм выхода радионуклидов из «горячих» частиц топливного генезиса // Там же. — С. 74.

4. Лютте Г. У., Хигинботам Н. Передвижение веществ в растениях. — М.: — 1984. — 408 с.
5. Алексин Р. М., Книжников В. А., Таскаев А. И. Естественный радиационный фон: проблемы миграции радионуклидов и их биологическое действие // *Агрохимия*. — 1986. — 2, вып. 2. — С. 89 — 95.
6. Арипушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. — М.: — 1980. — 170 с.
7. Микроэлементы в растениях. Поступление, транспорт и физиологические функции. — Киев: — 1987. — 180 с.
8. Гродзинский Д. М., Коломиец К. Д., Кутлакмедов Ю. А. и др. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. — Киев: 1991. — 160 с.
9. Горяченкова Т. А., Казинская И. Е., Павлоцкая Ф. И. и др. Содержание и формы нахождения некоторых радионуклидов в «горячих» частицах // Тез. докл. IV конф. Научн. Совета при ГЕОХИ АН СССР. — Гомель. — 1990. — С. 68.
10. Лошников Н. А., Тер-Сааков А. А., Куринный В. Д. и др. Соотношения между топливной и конденсационной компонентами радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Там же. — С. 71.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль



UA9700097

УДК 551.510.721

UA9700097

С. И. Рыбалко, Э. А. Рыбакова

## ГОРЯЧИЕ ЧАСТИЦЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ВЫБРОСА

Большое количество частиц твердофазных радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС, требует изучения всех факторов их влияния на различные, в первую очередь биологические, объекты. Представлены результаты изучения состава и морфологии горячих частиц. Приведены их классификации по морфологическим и вещественно-генетическим признакам.

После аварии на ЧАЭС в различных географических точках, в том числе и на значительном расстоянии от аварийного реактора, на грунте и в органических веществах были обнаружены частицы со специфически высокой активностью. Некоторые свойства этих объектов, получивших название «горячие частицы», были исследованы уже в первые месяцы после аварии. Были определены характерные размеры частиц, их форма, измерена активность, проведена спектроскопия гамма-излучения и установлен их химический состав. Идентификация РН в составе горячих частиц и измерение активности каждой компоненты в какой-либо конкретный момент времени позволяют просчитать активность частицы как в последующие моменты времени, так и в предыдущие, вплоть до момента их образования. Это позволяет исследовать воздействие горячих частиц на окружающую среду в различные периоды их существования. Наличие большого количества горячих частиц требует изучения всех факторов их воздействия на различные, прежде всего биологические, объекты.

Изучение физико-химических характеристик, морфологии, размеров и состава горячих частиц. При взрыве IV энергоблока ЧАЭС под действием резкого энерговыделения в твэлах произошло диспергирование ядерного топлива на частицы размерами от единиц до сотен микрометров. Диспергированные радиоактивные выпадения, горячие частицы, находящиеся на больших территориях Украины и соседних государств, и по истечении семи лет после аварии остаются одним из основных источников многих долгоживущих РН.

Несмотря на распространенность термина «горячая частица» он пока не имеет общепринятого определения. Одни авторы понимают под этим только частицы ядерного топлива реактора РБМК-1000, другие — топливные и конденсационные частицы, есть и более экзотические определения.

Мы понимаем под горячей частицу, содержащую РН техногенного генезиса, с активностью, превышающей фоновые значения, которая при различных природных процессах может перемещаться как единое целое.

Основная часть активности, выброшенной при Чернобыльской аварии, заключена в мелких аэрозольных частицах, переносимых ветром, размером порядка единиц микрометров, которые обладают повышенной миграционной

способностью и соответственно повышенной опасностью. По некоторым оценкам частицы размером менее 10 мкм несут примерно 3/4 выброшенной активности.

Однако технические и методические сложности изучения этих частиц очень велики, и поэтому отработку методических вопросов проводили на более крупных частицах — от 10 мкм и выше. Эта граница определяется в основном возможностью оператора увидеть, выделить и манипулировать с объектом.

**Методы выделения горячих частиц.** Немногочисленность сообщений о вещественном составе твердой фазы радиоактивных выпадений после аварии на ЧАЭС во многом определяется неразработанной методикой изучения этих образований. В каждой из организаций, в той или иной степени исследующей горячие частицы, используется свой комплекс методов. Это послужило основанием для выработки единой максимально доступной, и в то же время достаточно информативной методики их исследования.

Разработанная методика изучения вещественного состава радиоактивных частиц включает в себя в определенной последовательности гранулометрический и минералогический анализы, автордиографию, рентгеноструктурный и спектрометрический анализы, комплекс электронно-оптических методов, масс-спектрометрию, радиохимию, микрорадиохимию.

*Выделение горячих частиц из проб почв.* До 1991 г. в Отделе радиационного мониторинга окружающей среды Научно-технического центра изучались сцементированные агрегаты (горячая частица + носители), что позволяло решать вопросы, связанные с их миграцией в различных ландшафтно-геохимических обстановках зоны отчуждения.

Изучение возможности переноса этих образований золовым путем или метеорными водами, создающими временные водотоки, было в то время актуально.

Выделение этих объектов из проб почв проводилось следующим образом:

1) на гамма-спектрометре определяются суммарная активность и радионуклидный состав почвы;

2) проба почвы после ее просушивания разделяется на классы крупности: более 1 мм; 1 — 0,5 мм; 0,5 — 0,25 мм; 0,25 — 0,1 мм; 0,1 — 0,05 мм; 0,05 — 0,01 мм;

3) на гамма-спектрометре определяются активность и радионуклидный состав каждого класса крупности;

4) в классах крупности с наибольшей активностью проводятся поиск и отбор горячих частиц, для чего проба почвы рассыпается тонким равномерным слоем на лабораторном столе;

5) путем сканирования бета-радиометром почвенного слоя определяется участок его с наибольшей активностью; он выделяется, снова рассыпается тонким слоем на столе, затем в слое бета-радиометром снова определяется максимально активный участок (описанная операция повторяется до выделения индивидуальной горячей частицы).

*Концентрирование горячих частиц при шлиховом и фракционно-гранулометрическом анализе.* Начиная с 1991 г. описанная выше методика выделения горячих частиц из проб почв была видоизменена, поскольку изменились сами задачи исследований.

Для совершенствования методик физико-химических исследований формообразования, миграции и локализации РН в природной среде был предложен ряд методов по выделению и концентрированию горячих частиц из проб почв и донных отложений зоны ЧАЭС. При этом наиболее эффективные результаты дает сочетание шлиховой съемки с фракционно-гранулометрическим анализом проб и последующей сепарацией горячих частиц. Пробы отбирались снятием поверхностного слоя почвы на глубину не более 2 см с площадок 0,3 м<sup>2</sup> в случае разделения в тяжелых жидкостях и порядка 1,25 м<sup>2</sup> для отмывки тяжелого шлиха, при этом масса пробы достигала 20 — 25 кг.

Для изучения гранулометрического состава почв и концентрирования горячих частиц использованы известные в геологоминералогической практике методы шлихового обогащения и разделения сыпучих проб в тяже-

лых жидкостях с несколько измененной схемой анализа, состоящей из нескольких операций.

Высокая удельная радиоактивность топливных частиц позволяет оценивать выход концентрата, а также необходимость повторных промывок песчаных классов почвы. Таким образом, шлиховой метод концентрирования тяжелых минералов позволяет из представительных по объему проб выделить топливные частицы от 5 до 200 мкм. Шлиховой концентрат, составляющий всего 0,2 % первоначального веса пробы, является предметом дальнейших исследований с использованием спектрографических, рентенографических, радиохимических и автордиографических методов.

После обогащения проб почвы методом фракционирования в тяжелых жидкостях или отмывки шлиха полученный концентрат сепарировался под микроскопом, снабженным узкоколлимированным датчиком и звуковой сигнализацией, с помощью минералогической иглы. В дальнейшем отобранные частицы помещались в микроюветы и фиксировались глицерином.

*Электронно-микроскопическое и оптическое исследование морфологии и размеров горячих частиц.* Одной из важнейших характеристик, по которой можно судить об устойчивости индивидуальных горячих частиц к воздействию факторов окружающей среды и скорости перехода РН в водорастворимую форму и выноса их за пределы зоны, является морфология поверхности. Морфология и структура поверхности характеризуют также условия образования частицы.

Предварительно все горячие частицы просматривались под бинокулярным микроскопом МБС-10, где определялись цвет, форма, размеры и, грубо, состояние поверхности. Эти характеристики можно определить для частиц размером не менее 15 — 20 мкм (описание поверхности возможно даже для более крупных частиц — размером не менее 80 мкм). Таким образом проводилась предварительная классификация по размерам, форме, поверхности.

Разнообразие неизометричных форм частиц в ближней зоне свидетельствует, очевидно, о разрывном, разломном характере этих частиц. Следовательно, изучение морфологии частиц, которое успешно проводится только с использованием электронно-микроскопических методов, позволит уточнить процесс формирования первичного загрязнения при Чернобыльской аварии. Вместе с тем, морфологическое электронно-микроскопическое изучение горячих частиц дает возможность изучать развитие процессов разрушения частиц, при этом рассматриваются индивидуальные частицы.

Морфология поверхности крупных (размер более 10 мкм) горячих частиц и состава их матрицы изучалась на растровом электронном микроскопе РЭМ-100У. В 1993 г. введен в эксплуатацию энергодисперсионный полупроводниковый рентгеновский анализатор для РЭМ-100У с диапазоном анализируемых элементов от 11Na до 92U. Это дает возможность повысить локальность химического анализа, т. е. изучать более мелкие объекты.

Истинный размер исследованных нами частиц — от 16 до 425 мкм, цвет — черный.

Изучение состава матрицы горячих частиц методами микрорентгеноспектрального анализа показало, что большинство исследованных нами горячих частиц принадлежит к частицам, содержащим уран в окисной форме, соответствующей топливу, и называемых поэтому топливными. В свою очередь, их можно разделить на два подкласса. Частицы первого состоят из U+O — это собственно топливные частицы. Частицы второго подкласса наряду с топливом U+O содержат материалы конструкции реактора — эти частицы называем топливно-конструкционными. Наиболее распространены частицы, содержащие цирконий.

В топливно-конструкционном типе можно выделить семейства, содержащие Fe, Cr, Co (сталь), как правило, вместе с Zr.

Эти семейства вместе с более редкими частицами, содержащими наряду с ураном также Cu, P, Si, Ca, Pb в различных сочетаниях, составляют, по нашим данным, менее 10 % общего числа частиц.



На долю собственно топливных и уран-цирконий-кислородных частиц приходится по нашим данным более 90 %, имеющих размер более 15 мкм.

*Изучение фазового состава горячих частиц.* Одной из важнейших характеристик, определяющей скорость деструкции горячих частиц, является их фазовый состав.

Изучение состава горячих частиц методом рентгеноструктурного анализа на установке ДРОН-2 не дало результатов, поскольку в большинстве случаев частицы рентгеноаморфны и лишь в некоторых из них зафиксировано небольшое количество отражений с крайне незначительной интенсивностью, что не позволяет достоверно диагностировать входящие в состав частицы минералы.

Состав горячих частиц определялся также с помощью метода микродифракции электронов, который позволяет исследовать очень малые объекты, что дает ему преимущество перед методами рентгеноструктурного анализа.

Частицы для изучения методом микродифракции уточняются до пластинок толщиной не более 15 нм. Затем по стандартной методике (с напылением С и Cr) готовится препарат для просмотра в электронном микроскопе на просвет и получения дифракционной картины. В результате с каждой частицы снимается по несколько электронограмм, представляющих собой сечения плоскостей обратной решетки входящих в состав частицы кристаллических соединений. Далее полученные электронограммы расшифровываются с помощью специально разработанной программы определения минералов по кристаллографическим параметрам. В состав программы входят: процедура проверки сочетания индексов на допустимость в рамках заданного лауэвского класса симметрии; база данных для отобранных соединений и их пространственных групп.

Процесс расшифровки электронограмм достаточно трудоемок. При этом расшифровать удается лишь очень малую часть отснятых электронограмм. Это объясняется искаженной структурой изучаемого вещества, в результате чего его параметры значительно отличаются от таковых, заложенных в базу данных, что существенно затрудняет определение состава горячих частиц.

На основании данных, полученных при изучении морфологии и состава горячих частиц, сделана попытка классифицировать твердофазные выпадения зоны отчуждения.

*Классификация горячих частиц. Обзор существующих классификаций.* В настоящее время существует несколько классификаций горячих частиц, разработанных различными исследователями.

Первоначально пользовалась популярностью классификация, созданная проф. А. А. Тер-Сааковым, по которой горячие частицы были разделены на два типа:

1) **топливные** — частицы, имеющие состав матрицы такой же активности, как и топлива поврежденных твэлов,  $A^{137}\text{Cs}/^{144}\text{Ce} \sim 0,05$ :

а) топливные (взрывные) — частицы, образовавшиеся при взрыве энергоблока;

б) топливные (скольные) — частицы, образовавшиеся в результате радиоактивного распада как во время работы твэлов, так и после их разрушения непосредственно в реакторе;

2) **конденсационные** — образовавшиеся путем конденсации в парогазовой струе над поврежденным энергоблоком. В отличие от топливных частиц конденсационные матрицы не имеют, а конденсируются на носителях, которыми могут быть оксиды металлов и неметаллов, углеродные соединения,  $A^{137}\text{Cs}/^{144}\text{Ce} \sim 4$ .

*Рабочая модель классификации горячих частиц по вещественно-генетическим и морфологическим признакам.* В дальнейшем нами совместно с Радиовым институтом им. В. Г. Хлопина была создана рабочая модель классификации горячих частиц западного следа в Зоне отчуждения ЧАЭС, в основе которой лежат вещественно-генетические и морфологические признаки.

Предложенная рабочая модель классификации содержит четыре основных иерархических уровня:

ТИП — отражает вещественно-генетическую сторону — источник веще-

ства, из которого формировалась горячая частица (топливо, конструкционные материалы, материалы засыпки).

Подтип — подуровень первого уровня иерархии системы. Может быть использован для уточнения характеристики веществ, сформировавших матрицу горячей частицы.

КЛАСС — характеризует вещественный состав самой частицы.

СЕМЕЙСТВО — объединяет группы горячих частиц по морфологическим и структурным признакам, прежде всего по микрорельефу и физическому состоянию матрицы. В некоторых случаях морфологические и структурные признаки позволяют объединить несколько семейств в одно надсемейство.

ВИД — используется для конкретной характеристики вещества или структуры матрицы горячей частицы.

Подвид — определяет для отдельной частицы отличия в составе матрицы, наличие и состав микровключений, особенности поверхности или формы.

*Горячие частицы топливного типа.* Состав таких частиц — чистые окислы урана. Характерные свойства: черный цвет, электромагнитность, высокая плотность ( $\sim 8 - 10 \text{ г/см}^3$ ), относительная прочность. Размер частиц варьирует от единиц до сотен микрометров.

Морфологические особенности позволяют выделить следующие частицы.

1. Частицы, сохранившие в той или иной степени микроблочное строение облученных твэлов — неизменные и подвергшиеся изменениям (нарушенные) осколки твэлов — *н а д с е м е й с т в* осколки твэлов. Характерными особенностями частиц семейства неизменных твэлов являются их микроблочная структура и пористость, присущие облученному топливу. Таким образом, оно представляет собой диспергированные взрывами в активной зоне фрагменты твэлов, сохранившие свой облик за семь лет пребывания в контакте с окружающей средой. Как правило, это агрегаты десятков или даже сотен микроблоков. Встречаются и отдельные блоки в виде изометричных многогранников размером  $10 - 40 \text{ мкм}$ . Горячие частицы данного семейства наиболее распространены среди частиц топливного типа и встречены во всех пробах западного следа.

*С е м е й с т в о* нарушенных осколков твэлов представлено частицами, сохранившими в той или иной мере микроблоковую структуру твэла, но претерпевшими изменения, что отразилось на их морфологии (разрушение твэльного осколка по межблоковым границам) и гамма-активности.

2. Частицы с зернистым и пластинчатым микрорельефом, а также неясной морфологии — *н а д с е м е й с т в о* топливных частиц неясного генезиса.

Для *с е м е й с т в а* частиц с зернистым и пластинчатым микрорельефом характерно полное отсутствие каких-либо следов микроблоковой структуры и наличие зернистого микрорельефа или пластин-гребней. Размеры, как правило, не превышают  $100 \text{ мкм}$ .

Достаточно часто встречающиеся частицы с неясной морфологией обладают разным, весьма неопределенным микрорельефом, чаще всего неправильной формой, их размеры колеблются в пределах размеров частиц всего топливного типа.

*Горячие частицы топливно-конструкционного типа.* К этому типу относятся частицы, представленные продуктами взаимодействия ядерного топлива и конструкционных материалов. По вещественному составу самой частицы выделено четыре класса.

1. *С о е д и н е н и я*  $\text{Zr-U-O}$  объединяют почти половину частиц, встреченных в пробах западного следа, и представляют собой соединения переменного состава  $\text{Zr-U-O}$ . Цвет, как правило, серый, с бронзоватым или зеленоватым оттенком, или черный с красноватым отливом на тонких сколах. Они электромагнитны, хрупки, но химически более устойчивы, чем частицы топливного типа. Для частиц этого класса нередки микровключения — чаще всего это силикатные шарики.

Отношение топливного и конструкционного компонентов соединения не-

постоянно: и в малых объемах вещества, и в пределах одной частицы можно наблюдать несколько устойчивых фаз Zr-U-O.

Облик частиц весьма разнообразен — характерна оплавленная поверхность и самые причудливые очертания. По морфологическим особенностям выделены с е м е й с т в а частиц:

с пузырчатым или кавернозным микрорельефом, для которых характерно преобладание отрицательных форм микрорельефа: мелких (десятые доли — единицы микрометров) ямок, напоминающих следы лопнувших пузырей, — пузырчатый микрорельеф, или крупных, зачастую десятки микрометров, полостей — кавернозный. Чаще всего присутствуют обе формы микрорельефа. Горячие частицы этого семейства самые распространенные среди частиц рассматриваемого типа;

с глобулярным микрорельефом, поверхность которых покрыта тяготечными к правильной полусферической форме бугорками — глобулями — размером единицы микрометров, по распространенности занимают второе место;

со ступенчатым микрорельефом, на поверхности которых образуются плоскости, делающие поверхность изломанной, ступенчатой, встречаются крайне редко;

неясной морфологии, в которое собраны частицы с редкими или плохо выраженными формами микрорельефа: бугорчатый, волнистый и определяемые как «неопределенный».

2. С о е д и н е н и я Zr-U-O+Fe-Cr-Ni, в состав которых помимо топливного компонента и циркония входит конструкционная сталь (Fe-Cr-Ni) в различных соотношениях. Цвет зависит от соотношения компонентов, но в большинстве случаев он стально-серый. Частицы магнитны и хрупки.

Для частиц этого класса характерно повышенное отношение  $^{106}\text{Ru}/^{144}\text{Ce}$ , что объясняется ассимиляцией рутения железом.

Два выделенных класса (металлические Zr-U и окислы Fe с примесью U) представлены каждый лишь одной частицей.

*Горячие частицы гибридного типа.* Горячие частицы образовались в результате взаимодействия топливных и конструкционных материалов с материалами засыпки. Такие частицы редки для западного следа. На данный период времени выделен только один п о д т и п: частицы взаимодействия с силикатными материалами. В свою очередь, он разбит на два к л а с с а:

1. А л ю м о с и л и к а т ы Fe и Ca — одна частица размером  $880 \times 500$  мкм сургучного цвета. Состав Fe-Ca-Si-Al-O со следами Zr.

2. С и л и к а т ы Fe и Mg — частицы с матрицей Mg-Fe-Si-O. Кристаллическая матрица имеет белый или светло-серый цвет, хрупкая. Поверхность гладкая, бугорчатая или ступенчатая. Носителями активности являются микровключения соединения Zr-U-O размером 2 — 30 мкм. Суммарная активность частиц этого класса невелика — 30 — 40 Бк (на май 1991 г.).

Классификация горячих частиц по их морфологии и составу (ОФХИ НТИ НПО «Припять», 1993). Микрорельеф поверхности исследованных частиц различен. По этому признаку все частицы первоначально можно разделить на следующие классы:

I — единичные полигональные микроблоки разрушенных таблеток твэлов или агрегаты таких микроблоков, прочность которых колеблется в широких пределах, а также массивные (мелкозернистые), очень прочные частицы;

II — частицы с различной глубиной плавления, явившейся результатом воздействия высоких температур в аварийном блоке;

III — частицы с неопределенной структурой.

Как правило, морфология и микрорельеф частицы находятся в сильной корреляции с составом матрицы, настолько сильной, что опытный исследователь в 80 % случаев может определить состав матрицы, не прибегая к спектральному анализу. Так, частицы I класса, как правило, чисто топливные; частицы II класса — топливно-конструкционные.

Названные выше классы, в свою очередь, содержат несколько морфологических типов, описанных ниже.

*Топливные частицы.* Поверхность частиц этого класса, как уже отмечалось, в подавляющем большинстве случаев микроблочная. По состоянию поверхности микроблоков можно выделить несколько типов:

1) микроблоки прочно соединены между собой, с единичными порами округлой формы различного размера (0,2 — 6,0 мкм) — обломки неизмененного топлива;

2) микроблоки крайне слабо соединены между собой, пористость их различна: возможно, это обломки неизмененного топлива, но в природных условиях уже подвергшегося растворению;

3) вся поверхность микроблоков покрыта разновеликими изолированными одна от другой порами. Такая поверхность, вероятнее всего, является результатом работы топлива в активной зоне реактора. Более определенно на данном этапе исследований этот факт объяснить не можем;

4) микроблочная, много пор, которые уже сливаются, образуя на поверхности крупные каверны, что может быть результатом растворения обломков диспергированного топлива как в реакторе, так и в природной среде.

Кроме описанных выше среди частиц с U+O матрицей имеются частицы с иным микрорельефом поверхности:

5) — слоистый, микротрубчатый;

6) — массивные, высокопрочные частицы, поверхность которых мелкозернистая (размер зерен около 4 мкм).

*Топливоно-конструкционные частицы.* Основным отличием частиц этого класса от описанных выше является наличие на их поверхности признаков плавления. По микрорельефу поверхности выделены следующие типы:

1) массивные, плотные остроугольные обломки, выкристаллизовавшиеся из расплавленной массы топлива и элементов конструкций аварийного блока; распределение урана и циркония на поверхности таких частиц однородное;

2) шлакоподобная кавернозная поверхность;

3) различной степени оплавленности микроблоки;

4) оплавленные частицы с микрогроздевидными образованиями невыясненного генезиса;

5) пористые микроблоки, заключенные в оболочку из застывшего расплава.

Выделенные типы не обязательно присутствуют в частице в чистом виде. Часто в одной и той же частице наблюдается комбинация различных типов поверхности.

Частицы из проб, отобранных в других регионах зоны отчуждения и за ее пределами, пока слишком малочисленны. Все они представляют собой единичные микроблоки разрушенных твэлов размером около 30 мкм. Поверхность частиц трещиновата, ребра, вершины углов сглажены, отдельные поры уже слились в каверны и трещины.

Вероятно, такой характер поверхности является результатом изменения при высокой температуре, но возможно и растворение в природных условиях под действием естественных реагентов.

Горячие частицы и динамика миграции радионуклидов в окружающей среде. Анализ многочисленных литературных данных и других материалов показал, что состав и свойства горячих частиц, как источников радионуклидов и, одновременно, барьеров на пути их перехода в водные и воздушные пути миграции, изучены недостаточно для решения задач количественного прогноза. От стабильности горячих частиц в природных условиях зависит скорость, с которой весь запас активности в зоне перейдет в подвижное и растворимое состояние.

Различная морфология и разная структура поверхности должны по-разному влиять на выход радионуклидов из топливных и топливоно-конструкционных частиц в результате как растворения, так и диффузии. Поэтому в дальнейшем при изучении радионуклидного загрязнения зоны, и особенно при прогнозировании его изменения во времени, требуется раздельное изучение физико-химических свойств топливных и топливоно-конструкционных частиц. Среди важнейших из них отметим, прежде всего, резко различающуюся растворимость чисто топливных («диоксид» урана) и уран-цирконий-кислородных частиц.

В топливной (U-O) или топливоно-конструкционной (U-Zr-O) матрице радиоактивных выпадений продукты деления (ПД) и трансурановые элементы (ТУЭ) находятся в междоузлиях кристаллической решетки, а также вследст-

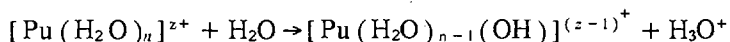
вие твердофазной диффузии концентрируются в дефектах кристаллической структуры (на поверхности пор, в трещинах, на границах микроблоков и микрокристаллов). В этих условиях возможно существование отдельных фаз, состоящих из ПД и ТУЭ. В аварийной ситуации в результате разгерметизации твэлов и контакта при высокой температуре с воздухом и водяным паром ПД и ТУЭ переходят в окисленное состояние. Неполное окисление (за исключением инертных газов) наблюдается лишь в случае изотопов рутения. Наиболее долгоживущие из них и в настоящее время встречаются в топливных массах в виде металлических включений.

Контакт диспергированных топливных выпаждений с окружающей средой приводит к постепенному переходу окисленных форм ПД и ТУЭ в растворенное состояние. Относительно небольшое содержание РН в топливной матрице при относительно низком массовом соотношении диспергированного топлива на поверхности почвы и поверхностного слоя почвы в условиях постепенного поступления РН в почвенные растворы исключает образование подвижными формами РН самостоятельных фаз. В этих условиях основное значение в миграционных процессах имеют сорбционные явления, образование псевдорadioколлоидов и комплексообразование ионных форм РН с растворенными и нерастворенными компонентами почвенной органики.

Особенности сорбции радиоцезия связаны со стерическим соответствием размеров ионов цезия и цеолитных окон и полостей в структуре некоторых глинистых минералов (монтмориллонит, клиноптилолит, бентонит). Клатратный механизм обуславливает прочное связывание радиоцезия в почвах и малый вклад его водорастворимых и обменных форм, имеющий со временем тенденцию к дальнейшему снижению.

Радиостронций, напротив, представлен преимущественно водорастворимыми и обменными формами, так как ионы стронция испытывают сильную конкуренцию со стороны преобладающих в природных водах ионов кальция. Последние образуют более прочные хелатные комплексы с растворенной почвенной органикой и прочнее связываются по ионно-обменному механизму с почвенным органоминеральным комплексом, поскольку имеют более высокий эффективный заряд.

В условиях растянутого во времени выщелачивания изотопов плутония из топливных частиц не может быть достигнута пороговая концентрация (10 — 6 моль/л), начиная с которой возможно образование полиядерных продуктов гидролиза и истинных радиоколлоидов. Поэтому склонность к гидролизу ионов Pu(IV) может реализовываться только посредством образования моноядерных гидроксокомплексов:



с последующей сорбцией последних на отрицательных заряженных коллоидных агрегатах кремниевой кислоты и образованием псевдорadioколлоидов. Важным фактором, влияющим на механизм образования и прочность последних, является состав жидкой фазы. Изменение pH, природы и концентрации присутствующих в растворе электролитов и хелатообразующей почвенной органики приводит к изменению дисперсности коллоидных частиц. Кроме того, необходимо иметь ввиду комплексообразующее действие анионов и конкурирующее действие катионов, а также их влияние на строение двойного электрического слоя частиц-носителей. Воздействие этих факторов на формирование псевдорadioколлоидов плутония может быть весьма значительным, поскольку концентрация электролитов в почвенных растворах на много порядков превышает концентрацию поступающего в них плутония.

Таким образом, миграция плутония вероятнее всего должна происходить посредством обменной адсорбции на неспецифических носителях.

Подвижность плутония в реальных условиях зоны гипергенеза требует экспериментального исследования с учетом в конкретных условиях таких факторов, как pH, минерального и органического состава почвенных растворов, а также типа почвы — с точки зрения содержания в ней адсорбционно-активных минералов и гуминовых веществ.

Для этой цели необходимо привлечение физико-химических методов

(различные варианты хроматографии, диализ, электродиализ, электрофорез), позволяющих исследовать формы нахождения РН в растворе и прогнозировать их перераспределение в природных средах.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль

Поступила 17.03.94

УДК 621.039

UA9700098



И. Е. Кузьмина

UA9700098

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДИСПЕРСНОГО СОСТАВА АЭРОЗОЛЕЙ ОБЪЕКТА «УКРЫТИЕ»

Для моделирования поведения аэрозоля, присутствующего внутри объекта «Укрытие», необходима информация о его дисперсном составе. С помощью методов альфа-, гамма-спектрометрии, радиохимии, рентгеноструктурного анализа, оптической микроскопии, а также методики, позволяющей разделять аэрозольные частицы по размерам, получено распределение активности аспирационного и осажденного аэрозоля объекта «Укрытие» по дисперсности, исследован радионуклидный и фазовый состав фракций аэрозоля, сделана оценка плотности частиц, рассчитаны значения коэффициентов фракционирования радионуклидов по отношению к «среднему» топливу объекта «Укрытие».

Радиоактивные аэрозоли представляют более серьезную биологическую опасность по сравнению с внешним облучением.

На сегодняшний день актуальными задачами являются:

научно-обоснованный выбор радиационно-защитных технологий для преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему (с точки зрения локализации и предотвращения разнеса аэрозолей, снижения активности концентрации аэрозолей в помещениях объекта «Укрытие»);

моделирование поведения аэрозолей, проникающих из объекта «Укрытие» во внешнюю среду;

расчет возможных аварийных ситуаций.

Поскольку основными механизмами, определяющими аэродинамическое поведение аэрозоля, являются инерционное осаждение, седиментация, броуновское движение и диффузия, а каждый из указанных процессов зависит от размера частиц, для корректного решения указанных задач необходимы исследования дисперсного состава радиоактивных аэрозолей.

В предлагаемой статье представлены результаты экспериментальных исследований осажденного (отобранного с поверхностей) и аспирационного (присутствующего в воздухе) аэрозоля из объекта «Укрытие».

**Отбор и подготовка проб.** Отбор проб для проведения анализа производился следующим образом:

для осажденного аэрозоля — взятием мазков аэрозоля на синтетические тканевые фильтры типа ФПП-15-1,5 (площадь поверхности отбора ~ 100 см<sup>2</sup>);

для аспирационного аэрозоля — с помощью типовой воздухоудки, обеспечивающей скорость прокачки воздуха ~ 20 л/мин (время отбора пробы около 30 мин).

Пробы отбирались в помещениях 616, 801, 807, 503, 207, 012/5, 001/6, 018/1 и др.

Фильтры упаковывались в заранее подготовленные полиэтиленовые пакеты и перевозились в лабораторный корпус (г. Чернобыль).

Для проведения дисперсного анализа образец отделялся от марлевой подложки, растворялся в 100 мл ацетона, переносился в пробирку и центрифугировался в течение 30 мин при скорости вращения 5000 об/мин. Осадок аэрозоля промывался дважды в 50 мл ацетона и один раз в дистиллированной воде. Остаток заливался 50 мл дистиллированной воды, осторожно взбалтывался стеклянной палочкой и отстаивался около 10 мин. При подготовке препаратов аэрозоля, отобранного аспирационно, приходилось объединять значительное число фильтров.

Для разъединения слипшихся вследствие коагуляции частиц аэрозоля

© И. Е. Кузьмина, 1994

образовавшаяся суспензия подверглась низкочастотным колебаниям с помощью диспергатора, при этом магнитостриктор 15 кГц опускался на 3 см ниже уровня жидкости. Время воздействия 50 — 60 с.

Время осаждения рассчитывалось по формуле Стокса

$$v = 0,2 \frac{r^2 \Delta \rho}{\mu} g, \quad (1)$$

где  $v$  — скорость осаждения сферических частиц, см/с;  $r$  — радиус частиц, см;  $\Delta \rho$  — разность плотностей частиц и жидкости, г/см<sup>3</sup>;  $\mu$  — вязкость жидкости, г/см · мин;  $g$  — ускорение свободного падения.

Примерно через 2 мин (при этом частицы размером более 50 мкм и плотностью 2,7 г/см<sup>3</sup> проходят путь 10 см) надосадочная жидкость сливалась. Для удаления из осадка более мелких частиц, которые могли попасть в него из-за начального нахождения на меньшем расстоянии, чем высота приборки, операция повторялась несколько раз до полного осветления надосадочной жидкости. Таким образом, были выделены фракции 50, 30 — 50, 20 — 10 мкм.

В связи с очень большим временем, необходимым для осаждения частиц размером 1 — 5 мкм (несколько суток на одну операцию), использовалось центрифугирование, время которого определялось по формуле Сведберга — Никольса

$$t = \frac{\mu \ln R/s}{3,81 \Delta \rho r^2 N^2}. \quad (2)$$

Здесь  $R$  — расстояние от центра вращения до поверхности осадка, см;  $s$  — расстояние от центра вращения до поверхности жидкости, см;  $N$  — скорость центрифугирования, мин<sup>-1</sup>.

Таким образом, были разделены и выделены фракции 1 — 5 и менее 1 мкм.

Полученные фракции переносились на фильтры и высушивались при комнатной температуре.

Рентгеноструктурные и микроскопические исследования фракций радиоактивных аэрозолей объекта «Укрытие». Следующим этапом работы был рентгеноструктурный анализ выделенных фракций с использованием рентгеновского дифрактометра. Для исследований были приготовлены навески фракций по 0,1 мг. Исследования проводились на Mo-излучении. Анализ показал присутствие во всех исследованных фракциях SiO<sub>2</sub>, а в осажденном аэрозоле — также кальцита.

В крупнодисперсных фракциях (>10 мкм) наблюдалось отражение от крупных кристаллов SiO<sub>2</sub>, имеющих очень острые дифракционные пики отражения.

Микроскопические исследования показали, что большинство частиц имеют черную или серую неровную поверхность и являются прозрачными в проходящем фазово-контрастном освещении. Это подтверждают данные рентгеноструктурного анализа о наличии в образцах SiO<sub>2</sub>. В то же время на некоторых частицах видны «прилипшие» к ним включения, размеры которых значительно меньше. Эти «наездники» в основном непрозрачны и, по-видимому, являются мелкодиспергированным топливом (что требует более детальной проверки).

При микроскопических исследованиях фракций наблюдались частицы с размерами, до двух раз меньшими, чем нижняя граница соответствующей фракции. Это различие можно объяснить присутствием частиц с плотностью, до трех раз превосходящей плотность SiO<sub>2</sub>. На рис. 1 и 2 показаны фракции 1 — 5 мкм, сделанные в отраженном освещении по методу фазового контраста.

Характеристика радионуклидного состава осажденного и аспирационного аэрозоля. Содержание гамма-излучающих изотопов определялось методом полупроводниковой гамма-спектрометрии.

Основной вклад в гамма-излучение осажденного и аспирационного аэрозоля вносят радионуклиды <sup>144</sup>Ce, <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>106</sup>Ru, <sup>125</sup>Sb, <sup>154</sup>Eu. Кроме продуктов деления ядерного топлива в осажденной фазе аэрозоля обнаружено значительное количество <sup>60</sup>Co, активность которого для большинства

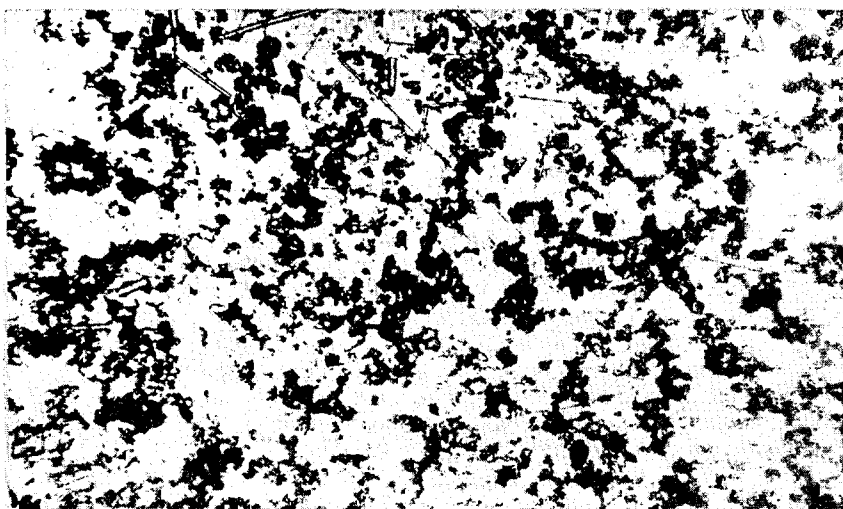


Рис. 1. Осадок размером 1 — 5 мкм (в отраженном освещении 1000-кратное увеличение), фотография увеличена в два раза

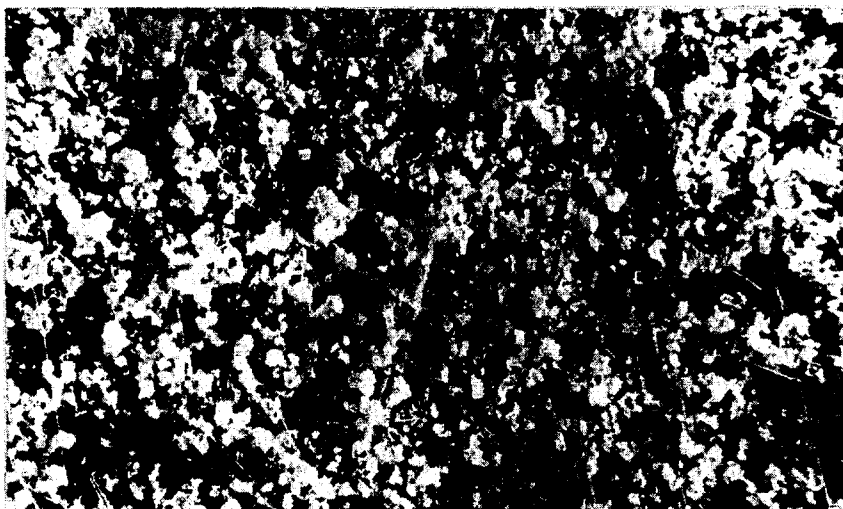


Рис. 2. Осадок размером 1 — 5 мкм (метод фазового контраста, 1000-кратное увеличение, фотография увеличена в два раза)

проб на январь 1994 г. соизмерима с активностью  $^{144}\text{Ce}$ . «Цезиевое» отношение в пересчете на момент аварии меняется в пределах 0,47 — 0,57, что соответствует «эффективному» выгоранию ядерного топлива 10 — 12 МВт·сут/кгU [1]. Пробы осажденного аэрозоля в среднем в два раза обогащены радионуклидами цезия, в них наблюдается также приблизительно 5 — 10 % обогащение рутением. Необходимо отметить, что в некоторых нижних помещениях объекта «Укрытие» (012/5, 018) отмечается аномально высокое обогащение цезием, коэффициент фракционирования цезия относительно  $^{144}\text{Ce}$  достигает величины 10 — 20.

Распределение активности А осажденного и аспирационного аэрозоля по фракциям приведено соответственно в табл. 1 и 2.

Из полученных данных следует, что основной вклад в активность осажденного аэрозоля вносят фракции 1 — 5 и 5 — 10 мкм; вклад активности этих фракций в суммарную активность одинаков и составляет приблизительно по 35 %. На крупнодисперсную фракцию размером частиц более 10 мкм приходится около 20 % общей активности. Так же,



Т а б л и ц а 1. Распределение активности, Бк, осажжденного аэрозоля по фракциям

РН	Фракция, мкм							
	> 10	А, %	5 — 10	А, %	1 — 5	А, %	< 1	А, %
$^{144}\text{Ce}$	21,3	1,4	28,9	1,0	17,0	0,6	5,1	0,5
$^{134}\text{Cs}$	66,0	4,2	119,0	4,1	114,6	4,0	40,0	4,3
$^{137}\text{Cs}$	1464,0	92,2	2715,0	93,1	2686,6	93,9	889,2	94,7
$^{106}\text{Ru}$	28,0	1,8	33,0	1,1	19,4	0,7	—	—
$^{60}\text{Co}$	8,6	0,7	20,4	0,7	23,2	0,8	4,4	0,5
Активность фракции	1587,9		2916,3		2860,2		938,7	
Активность фракции к суммарной активности, %	19		35		35		11	

Т а б л и ц а 2. Распределение активности Бк, аспирационного аэрозоля по фракциям

РН	Фракция, мкм											
	30 — 50	А, %	20 — 30	А, %	10 — 20	А, %	10 — 50	А, %	1 — 5	А, %	< 1	А, %
$^{144}\text{Ce}$	0,5	4,4	1,9	3,7	2,9	3,3	2,2	3,2	20,4	2,8	2,5	2,1
$^{134}\text{Cs}$	0,5	4,4	1,9	3,7	3,2	3,7	2,3	3,5	27,8	3,8	4,9	4,1
$^{137}\text{Cs}$	9,9	86,8	47,7	91,7	80,1	91,3	62,1	91,7	666,0	91,8	110	92,5
$^{106}\text{Ru}$	0,5	4,4	0,5	0,9	1,5	1,7	1,1	1,6	11,3	1,6	1,5	1,3
Активность фракции	11,4		52,0		87,7		67,7		725,5		118,9	
Активность фракции к суммарной активности, %	1		5		8		6		69		11	

как и для аэрозоля, отобранного на фильтры аспирационно, около 10 % общей активности содержится в аэрозоле размером менее 1 мкм. Основной вклад в активность осажжденного аэрозоля (~70 %) вносят частицы размерами 1 — 10 мкм, в то время как в аэрозоле, отобранном на воздушные фильтры, основная активность (60 %) приходится на фракцию 1 — 5 мкм. Этот факт легко объясняется тем, что для аэрозолей с размерами более 1 мкм седиментация преобладает над броуновским движением [2]. Зависимость скорости седиментации частиц единичной плотности в воздухе при обычных условиях от размера частиц по данным работы [2] приведена ниже.

Размер частиц, мкм	0,01	0,1	1	5	10	50
Скорость седиментации, см/с	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	0,3	1,2	30

Как видно, скорость оседания частиц единичной плотности размерами 5 — 10 мкм очень высока, для частиц с плотностью 2,7 г/см<sup>3</sup> составляет соответственно 1 — 3,2 см/с. Поэтому при появлении в воздухе частиц размерами более 5 мкм (например, при производстве буровых работ)

Т а б л и ц а 3. Значение коэффициента фракционирования цезия относительно  $^{144}\text{Cs}$ 

Аэрозоль	Фракция, мкм			
	10	5 — 10	1 — 5	< 1
Осажденный	1,4	1,9	3,2	3,5
Аспирационный	0,50	0,62	0,73	1,0

они очень быстро переходят из воздуха в осажденную фазу.

Из табл. 1, 2 также следует, что содержание  $^{144}\text{Ce}$  уменьшается с уменьшением размера, а содержание  $^{137}\text{Cs}$  увеличивается с уменьшением размера час-

Т а б л и ц а 4. Процентный состав изотопов плутония для различных фракций аспирационного и осаждаемого аэрозоля

Фракция, мкм	Аэрозоль	Содержание изотопов, %, от его общего количества		
		$^{238}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	$^{229}\text{Pu}$	$\frac{[^{238}\text{Pu}]}{[^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}]}$
>10	Осажденный	67	33	0,49
<1	«	66	34	0,52
>10	Аспирационный	67	33	0,49
<1	«	65	35	0,54

тиц. Учитывая корреляционное соотношение между  $^{144}\text{Ce}$  и  $^{137}\text{Cs}$  для топлива на момент измерения проб, можно рассчитать коэффициент фракционирования цезия относительно  $^{144}\text{Ce}$ . Результаты расчета приведены в табл. 3.

Для осаждаемого и аспирационного аэрозоля уменьшается коэффициент фракционирования с увеличением размеров частиц, его значение в 2 — 2,5 раза больше для частиц с размерами менее 1 мкм по сравнению с соответствующим значением для частиц, размеры которых более 10 мкм (табл. 3).

Так же, как и у лавообразных топливосодержащих материалов, у крупных частиц, присутствующих в воздухе, наблюдается значительное обеднение цезием.

Радионуклидный состав альфа-излучателей аэрозоля определялся методом полупроводниковой альфа-спектрометрии.

Для осаждаемого и аспирационного аэрозоля во всех выделенных фракциях идентифицированы радионуклиды  $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu} + ^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ .

Для определения содержания в пробах плутония из анализируемого образца методом радиохимии удалялись америций и кюрий.

Процентный состав изотопов плутония приведен в табл. 4.

Как видно,

$$\frac{[^{238}\text{Pu}]}{[^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}]} = 0,51 \pm 0,02,$$

что соответствует аналогичному соотношению для «среднего» топлива объекта «Укрытие» [1].

**Вывод.** Результаты, приведенные в данной статье, можно использовать при решении ряда актуальных задач, связанных с преобразованием объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему, моделированием выноса радиоактивных аэрозолей из объекта «Укрытие», расчетом возможных аварийных ситуаций.

Плотность аэрозольных частиц из объекта «Укрытие» может превосходить плотность обычной пыли более чем в три раза. Наиболее устойчивая высокодисперсная фракция вносит приблизительно 10 %-ный вклад в суммарную активность. Активность аэрозолей обусловлена продуктами деления ядерного топлива. В осаждаемой фазе присутствует также значительное количество  $^{60}\text{Co}$ .

Радиоактивные аэрозоли обогащены изотопами цезия и рутения по сравнению со «средним» ядерным топливом. Корреляция между изотопами плутония устойчива по сравнению с аналогичным соотношением для «среднего» топлива, однако корреляция между другими трансурановыми элементами не наблюдалась.

Автор благодарит Ю. К. Черепанцева и К. П. Чечерова за полезные обсуждения и помощь в работе.

1. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС (краткий справочник). — М., 1990. — 21 с. — (Препр./АН СССР. ИАЭ).
2. Петрянов Н. В., Кошчев В. С., Басманов П. И. и др. Лепесток (Легкие респираторы). — М.: Наука, 1984. — 216 с.



С. В. Казаков, П. С. Вовк, Л. П. Фильчагов

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРУДА-ОХЛАДИТЕЛЯ  
ЧАЭС

Целью исследований было определение состава загрязнений пруда-охладителя ЧАЭС, динамики содержания главных РН в воде, донных отложениях и гидробионтах, а также влияния радиационного фактора на половую систему и ранний онтогенез у рыб. Сбор и обработка соответствующих материалов производилась общепринятыми методами.

Показан уровень загрязнения пруда-охладителя радиоактивными веществами после аварии на ЧАЭС и в последующие годы, динамика накопления РН в органах и тканях рыб разных трофических уровней, а также влияния хронического облучения рыб на их воспроизводительную систему (на примере белого толстолобика).

Исследования радиоэкологической ситуации пруда-охладителя ЧАЭС проводили с 1986 г. ряд организаций. Их цель — определить радионуклидный состав загрязнений водоема, изучить содержание и динамику основных РН в воде, донных отложениях и гидробионтах и степень воздействия радиационного фактора на половую систему и ранний онтогенез у рыб. Сбор и обработку необходимых материалов осуществляли общепринятыми в радиологии, гидробиологии и ихтиологии методами.

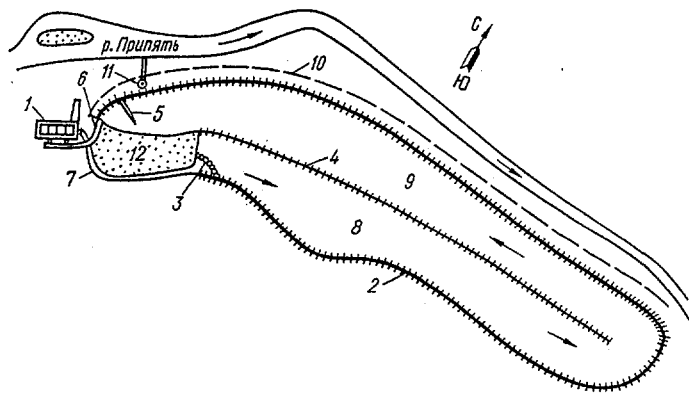


Рис. 1. Схема пруда-охладителя ЧАЭС: 1 — ЧАЭС; 2 — ограждающая дамба; 3 — струераспределительная дамба; 4 — водонаправляющая дамба; 5 — грязная дамба; 6 — подводящий канал; 7 — отводящий канал; 8 — опрессованная часть; 9 — холодная часть; 10 — дренажная завеса; 11 — насосная станция; 12 — территория законсервированного строительства III очереди ЧАЭС

Пруд-охладитель ЧАЭС был создан на пойменном участке р. Припять. Берега водоема образованы частично надпойменной террасой, а большей частью — ограждающей дамбой протяженностью 25 км, шириной 70 — 100 м и высотой 5,7 м. Дно песчаное, в углублениях илистое. Пруд-охладитель представляет собой овал, разделенный в продольном направлении водонаправляющей дамбой на две части — так называемые теплую и холодную (рис. 1). Длина пруда 11 км, средняя ширина 2 км, площадь 22,7 км<sup>2</sup>, преобладающая глубина 4 — 7 м, в отдельных местах до 18 — 20 м, объем при НПУ 149 млн м<sup>3</sup>. Общая длина пути водных масс от устья сбросного канала до водозаборного составляет 18,4 км.

Водное зеркало водоема находится на 6 — 7 м выше уровня р. Припять, вследствие чего происходит интенсивная фильтрация воды через дамбу. Поток фильтрационных вод попадает частично непосредственно в р. Припять, а большей частью перехватывается дренажным каналом или выклинивается на поверхность поймы, откуда поступает в реку с поверхностным стоком. Объем потерь на фильтрацию составляет около 141 млн м<sup>3</sup> в год (4,4 м<sup>3</sup>/с) или слой воды до 6,35 м. Годовые потери воды на испарение достигают 45 млн м<sup>3</sup>

(слой воды около 2 м). Покрытие расходов на фильтрацию и испарение осуществляется путем подкачки ее из р. Припять с помощью насосной станции, расположенной в северо-западной части водоема.

Подогретая вода по бетонированному каналу (длина 1,5 км) сбрасывается в западную часть водоема, огибает восточный конец разделительной дамбы и поступает далее к началу водоподводящего канала. Скорость движения водных масс в подводящем и отводящем каналах — в среднем около 40 см/с, на основной акватории водоема она не превышает 1 — 2 см/с. Объем сбрасываемой воды составляет 1575 млн м<sup>3</sup>/год на один работающий энергоблок, при этом обеспечивается полный водообмен пруда-охладителя 10 раз в течение года.

Температура воды на сбросе в пруд-охладитель достигает 37,5 °С летом и 14 °С зимой. Сбрасываемая вода теплее по сравнению с заборной на 9° С летом и на 11° С зимой. На открытой акватории «теплой» части водоема среднедекадная температура воды превышает температуру воды обычных водоемов полесской зоны Украины весной и летом примерно на 10 — 12 °С, а зимой — на 5 — 7 °С.

Химический состав воды пруда-охладителя соответствует почвенно-геохимическим и климатическим особенностям украинского Полесья и определяется влиянием широко распространенных на водосборе карбонатных пород и богатых карбонатами почв [14]. Для нее характерна средняя минерализация (249 — 508 мг/л) и умеренная жесткость (2,90 — 4,16 мг-экв/л). Содержание сульфатов и хлоридов — невысокое (соответственно 10 — 53 и 14 — 28 мг/л). В ионном составе преобладают гидрокарбонаты (128 — 256 мг/л) и кальций (37,0 — 64,2 мг/л). По классификации О. А. Алекина [1], вода относится к гидрокарбонатному классу кальциевой группы второго типа. Величина водородного показателя колеблется от 7,4 до 8,5, т. е. среда слабощелочная или щелочная. Содержание радиоактивных веществ (в основном цезия-137 и стронция-90) до начала эксплуатации АЭС (данные 1974 — 1975 гг.) составляло в грунтах пруда-охладителя  $37 \cdot 10^{-3}$  Ки/км<sup>2</sup> и в воде — 0,0061 нКи/л.

Постепенное загрязнение пруда-охладителя РН началось с вводом в эксплуатацию атомной станции за счет сброса отработанных вод. В составе сбрасываемой в водоем подогретой воды находились стронций-90, цезий-137, кобальт-60, хром-51 и другие элементы. Суммарная активность их в период 1977 — 1982 гг. составляла в среднем 547 Ки/год.

В ходе аварии на ЧАЭС, начиная с 26 апреля и до середины мая 1986 г., загрязнение пруда-охладителя, как и других близлежащих водоемов, определялось главным образом выпадением радиоактивных веществ из атмосферы. При этом уровни загрязнения воды достигали максимальных показателей — порядка  $10^{-5}$  Ки/л. Основной вклад в ухудшение радиэкологической обстановки вносили в этот период короткоживущие РН, в частности, йод-131, цирконий-95, церий-144 и др.

По мере ликвидации источника выброса радиоактивных веществ в атмосферу основной радиационный фон создавали стронций-90, цезий-137 и цезий-134. Удельная активность воды стала резко убывать вследствие распада короткоживущих элементов и уже к середине июня 1986 г. снизилась до показателей порядка  $10^{-9}$  —  $10^{-10}$  Ки/л. В 1987 г. среди загрязнителей воды пруда-охладителя периодически появлялись еще церий-144, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, которые поступали сюда в результате снеготаяния и смыва с водосборной площади во время обильных дождей, а также вследствие взмучивания донных отложений при ветроволновых движениях водных масс. Суммарная среднемесячная удельная активность воды в том году находилась в пределах 1 — 7,9 нКи/л. За период с марта по декабрь 1987 г. концентрация РН в воде пруда-охладителя в 1,5 — 2 раза превышала допустимые концентрации для питьевой воды.

В последующие годы спад радиоактивности воды определялся в основном снижением содержания РН за счет их оседания на дно водоема и накопления гидробионтами. Количество РН в воде пруда-охладителя составляло в 1988 г. 0,81 — 2,32 нКи/л (0,11 — 0,28 цезия-134; 0,48 — 1,4 цезия-137; 0,22 — 0,64 стронция-90), а в 1991 г. достигло минимальных за весь период наблюдений показателей — в сбросном канале — 0,02 — 0,31 нКи/л (0,01 — 0,18 цезия-137; 0,01 — 0,13 стронция-90), в подводящем — 0,033 — 0,862 нКи/кг (0,016 —

0,350 цезия-137; 0,017 — 0,512 стронция-90). Показатели содержания цезия и стронция в сбрасываемой воде практически соответствовали временно допустимым нормам концентрации этих РН в пищевых продуктах и питьевой воде, утвержденным в 1991 г. В 1993 г. радиоактивность воды сбросного канала была несколько выше (0,11 — 0,16 цезия-137; 0,13 — 0,2 нКи/л стронция-90), чем в 1991 г., что связано, по-видимому, с поступлением в воду радиоактивных веществ вследствие взмучивания донных отложений во время штормовых ветров.

Радионуклиды распределялись по всей акватории пруда-охладителя сравнительно равномерно благодаря постоянному водообмену и ветровому перемешиванию воды.

Преобладающая часть радиоактивных веществ, поступивших в пруд-охладитель в виде гидроаэрозолей, как и в других водоемах, осела на дно, где аккумуляровалась донными грунтами. Первые годы после аварии на ЧАЭС в составе РН в донных отложениях идентифицировались цезий-137, цезий-134, церий-144, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, стронций-90 и  $\alpha$ -излучатели. Основной вклад в суммарную  $\gamma$ -активность вносили цезий-137 (10 — 30 %), цезий-134 (5 — 10 %), церий-144 (35 — 40 %) и в отдельных пробах рутений-106 (до 70 %). Активность стронция-90 варьировала от десятых долей до нескольких десятков процентов по отношению к суммарной  $\gamma$ -активности.

Плотность загрязнения донных отложений колебалась от 35 до 955 Ки/км<sup>2</sup>. Наиболее значимыми РН являются стронций-90 и цезий-137. Диапазон загрязнения стронцием-90 составляет 0,4 — 656 Ки/км<sup>2</sup>, а цезием-137 — 10 — 768 Ки/км<sup>2</sup>. Приведенные данные свидетельствуют о резкой пространственной неоднородности загрязнения донных отложений РН. Не исключено, что указанные максимальные величины загрязнения даже занижены из-за недостаточной плотности станций пробоотбора. Подтверждением этому служит проба, отобранная в 1991 г. в средней части пруда-охладителя с аномально высоким содержанием РН 4180 Ки/км<sup>2</sup> стронция-90 и 54143 Ки/км<sup>2</sup> цезия-137.

Общие запасы  $\gamma$ -излучателей в донных отложениях оцениваются в 15000 Ки, в том числе в 5-км зоне от устья сбросного канала — 9000 Ки. Запасы цезия-137 по всему водоему составляют примерно 1500 — 4500 Ки, а в ближней зоне — 200 — 2500 Ки; запасы стронция-90 — соответственно 1500 — 2000 и 400 — 900 Ки. Наблюдается монотонный спад активности донных отложений от сбросного канала к южной части пруда и последующее нарастание ее по направлению к водоподводящему каналу. Содержание основных РН в донных отложениях колеблется в пределах: 150 — 7100 нКи/кг цезия-137, 88 — 1900 церий-144 и 1140 — 6020 нКи/кг стронция-90. Запасы радиоактивных веществ в пруде-охладителе могут в какой-то мере пополняться за счет дождевых стоков с прилегающей территории, где удельная активность почв достигает около 1100 нКи/кг. Мощность дозы в донных отложениях составляет 1 — 40 мрад/ч.

Значительная часть РН, попадающих в водоем, связывается первичными продуцентами — водными растениями. Около 80 — 90 % их поступает в растения из водной среды через всю поверхность тела, особенно листья, а остальные 10 — 20 % — из донных отложений через корневую систему [12]. Растения накапливают значительно больше РН, чем их содержится в воде. В 1988 г. общее количество РН, сосредоточенных в водных растениях пруда-охладителя, составляло в разных точках водоема и в разные сезоны от 500 до 15000 нКи/кг. Среди общего набора РН в наибольших концентрациях накапливались церий-144 (63 — 2600 нКи/кг), рутений-106 (34 — 2100), цезий-134 (72 — 1100) и цезий-137 (33 — 1100). Содержание стронция-90 в растениях составляло около 370 нКи/кг. К 1990 г. удельная активность основных РН — цезия-137 и цезия-134 в водных растениях (рдесты) пруда-охладителя заметно снизилась — в общей сложности до 27 — 390 нКи/кг. В последующие годы наблюдалось дальнейшее снижение уровня радиоактивности растений. В 1991 г. в водорослях концентрация цезия-137 находилась в пределах: летом 29 — 200 и осенью 5,6 — 74 нКи/кг; цезия-134 — соответственно 2,8 — 15 и 2,3 — 7,5 нКи/кг; концентрация стронция-90 не превышала 67 нКи/кг. А в 1993 г. концентрация цезия-137 и цезия-134 колебалась в тростнике от 2,9 до 3,9 нКи/кг, в рогозе — от 62 до 120, в рдестах — от 52 до 57 и в нитчатых водо-

рослях — от 200 до 260 нКи/кг. Из названных видов растений наибольшей способностью накапливать РН отличаются нитчатые водоросли, за ними идет рогоз и далее — рдесты. Тростник обыкновенный занимает в этом ряду последнее место.

Из воздушно-водных растений в пруде-охладителе, по данным Института гидробиологии НАН Украины [8], в 1989 г. встречались тростник обыкновенный, рогоз узколистный и широколистный, сусак зонтичный, из погруженных — уруть колосистая, рдест пронзеннолистный, гребенчатый и плавающий, роголистник темно-зеленый. Наиболее распространенным видом был тростник обыкновенный. Площадь, занятая высшей водной растительностью, не превышала 1 га (около 0,04 % всей акватории водоема). Запасы растительности составляли 10 — 15 т сырой массы или 4 — 5 т сухой.

Видовой состав водной растительности пруда-охладителя за последние 4 года существенных изменений не претерпел. По-прежнему из воздушно-водных растений доминирует тростник обыкновенный, встречающийся узкой прерывистой полосой вдоль береговой зоны, второе место занимают рогоз узколистный и рогоз широколистный. Погруженные растения представлены в основном роголистником, рдестами и нитчатыми водорослями. Возможные изменения в количественном развитии растительности планируется исследовать в последующие годы.

Вторичным звеном в пищевой цепи экосистемы, как известно, являются непосредственные потребители первичной продукции, т. е. водных растений и их отмерших остатков. К ним относятся в основном беспозвоночные животные и растительноядные рыбы. Содержание РН в зоопланктонных организмах в чистом виде не определяли, так как в отбирившихся пробах значительный объем занимали планктонные водоросли, относящиеся к первому звену пищевой цепи. В таких пробах удельная активность цезия-134 и цезия-137 в 1990 г. составляла 15 — 1100 нКи/кг; показатели 1991 и 1992 гг. не выходили за эти пределы. Уровень накопления цезия сестоном (фито-, зоопланктон, детрит и сопутствующие бактерии) зависит, по-видимому, от возраста планктонных организмов, их видового состава, интенсивности фотосинтеза, состояния воспроизводства и роста. Не исключено также влияние на радиоактивность сестона загрязненных частиц иловых отложений, которые могли подниматься в толщу воды в период ветрового перемешивания водных масс и оказываться в отбираемой пробе.

Из беспозвоночных животных, обитающих на различном твердом подводном субстрате, в пруде-охладителе встречаются в значительных количествах моллюски, в основном дрейссены. Суммарная удельная активность цезия-137 и цезия-134 в мягких тканях дрейссены составляла в 1987 — 1989 гг. 206 — 331 нКи/кг, в 1990 и 1991 гг. — соответственно 32 — 250 и 35 — 110 нКи/кг. Раковина дрейссены накапливает цезия-137 и цезия-134 в 2,5 — 2,7 раза меньше, чем само тело. В районе сброса подогретых вод концентрация цезия в дрейссене, вследствие угнетения повышенной температурой ее жизненных процессов, оказывается в 2,8 раза меньше, чем на необогреваемом участке водоема. Заметное снижение радиоактивности моллюсков отмечено в 1990 г.

Запасы моллюсков в пруде-охладителе нами не исследовались, однако, судя по интенсивности обрастания рыбоводных садков и других подводных предметов, можно заключить, что они нашли здесь вполне благоприятную среду для своего развития. Угнетающее действие радиации на популяцию дрейссены пока не просматривается.

Растительноядные рыбы в ихтиофауне пруда-охладителя представлены в основном белым и пестрым толстолобиками (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.; *Aristichthys nobilis* Rich.), завезенными на Украину в прежние годы из Китая. Анализировались рыбы, нагуливавшиеся непосредственно в водоеме и содержащиеся в сетчатых садках на понтонах, начиная с 1987 по 1993 гг. Возраст их — от двух-трех лет в начале мониторинга до 8 — 10 лет к концу указанного периода. Средняя длина рыб из сетных уловов составляла: белого толстолобика 78 см (колебания 59 — 98 см), пестрого толстолобика — 91,8 (75 — 110), их средняя масса соответственно 7,8 и 12 кг. Длина толстолобиков из садков была поменьше — в среднем около 52 — 62 см. Радиологическому исследованию подвергались ежегодно до 150 экз. рыб разного возраста. При

этом отбирались пробы мышц, костей, гонад, печени и желудочно-кишечного тракта.

Среди исследовавшихся органов и тканей максимальной удельной активностью основного РН — цезия-137 отличались мышцы. По годам ее средние показатели распределяются таким образом: в 1987 г. — 2490 нКи/кг; 1988 — 1010; 1989 — 700; 1990 — 410; 1991 — 232; 1992 — 209 и в 1993 — 184 нКи/кг. Несколько более низкие показатели удельной активности этого РН отмечены в гонадах белого толстолобика: в 1987 г. — 2100 нКи/кг; 1990 — 280; 1991 — 113; 1992 — 93 и в 1993 — 88 нКи/кг. Как видим, за период с 1987 по 1993 гг. удельная активность цезия-137 в мышцах и гонадах белого толстолобика весьма существенно снизилась. Основной спад ее произошел в течение 1988 — 1989 гг. (рис. 2).

Содержание радиоактивных веществ в теле пестрого толстолобика исследовалось только в 1993 г. Средняя удельная активность цезия-137 составляла в мышцах 216, в гонадах — 92,7, в печени — 51,3 и в костях — 68 нКи/кг. Сравнивая пестрого толстолобика по уровню загрязненности РН с белым толстолобиком, можно отметить превышение среднего содержания цезия-137 в его печени на 70 %, в мышцах — на 14 %, в костях и гонадах — на 4 — 5 %. Эти различия связаны, по-видимому, с разным уровнем обмена веществ у рыб и отличиями в их пищевых спектрах.

При сравнении удельной активности цезия-137 в органах и тканях белого толстолобика из разных мест обитания (садки и открытый водоем) не выявлены достоверные различия ее в мышцах, печени, гонадах. В то же время удельная активность в костях у рыб из садков оказалась достоверно выше, чем из пруда-охладителя (в среднем 166 против 74 нКи/кг), что можно объяснить меньшей подвижностью рыб в условиях садков. У рыб, находящихся в свободном нагуле, прослеживается снижение радиоактивности от холодного периода года (октябрь — апрель) к тепловому (май — сентябрь) в костях и половых железах (соответственно на 25 и 33 %). В мышцах и печени изменения недостоверны.

Из исследованных нами рыб пруда-охладителя к третьему звену пищевой цепи экосистемы относится карп (*Cyprinus carpio* L.). Средняя длина взятых на анализ рыб около 69 — 70 см, средняя масса тела 7 — 8 кг. За период с 1988 по 1993 гг. средняя удельная активность цезия-137 в мышцах карпа уменьшилась от 1353 до 202 нКи/кг, в печени — от 499 до 51, в гонадах — от 734 до 79 нКи/кг. Особенно резкий спад радиоактивности в органах и тканях карпа произошел в 1989 г. В 1990 г. активность цезия-137 в мышцах, печени и половых железах снизилась по сравнению с 1988 г. соответственно на 70, 77 и 74 %. В последующие годы радиоактивность в них продолжала снижаться, хотя и с меньшей скоростью. Среди исследованных органов и тканей наибольшая загрязненность, как и у белого толстолобика, отмечена в мышечной ткани.

Интродуцированный в пруд-охладитель канальный сом (*Ictalurus punctatus* Raf.) по спектру питания занимает третье-четвертое звено пищевой цепи. Загрязненность его радиоактивными веществами также значительно уменьшилась за 1988 — 1993 гг. Особенно резкое снижение удельной активности цезия-137 наблюдалось в 1989 — 1990 гг., когда она за два года (с 1988) уменьшилась в мышцах в 4 раза (с 2477 до 640 нКи/кг); в 1993 г. радиоактивность составляла 217 нКи/кг. В печени средняя удельная активность снизилась от 583 нКи/кг в 1988 г. до 87,7 — в 1993 г.; в гонадах и костной ткани

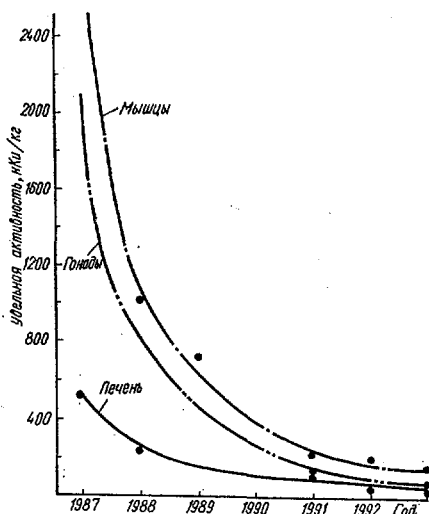


Рис. 2. Динамика содержания цезия-137 в органах и тканях белого толстолобика

— соответственно от 202 и 312 нКи/кг в 1990 г. до 114 и 90 нКи/кг в 1993 г. С 1992 по 1993 гг. удельная активность канального сома снизилась в основном на 41 — 61 %.

Наконец, четвертое звено пищевой цепи в пруде-охладителе представлено типичными хищниками — сомом европейским (*Silurus glanis* L.), судаком (*Lucioperca lucioperca* L.) и щукой (*Esox lucius* L.). В сетных уловах они встречаются сравнительно редко, причем сом европейский и щука — в основном крупных размеров (длиной около 100 — 110 см), а судак — от 30 до 85 см. По сравнению с другими видами рыб, рассмотренными выше, хищники загрязнены РН наиболее сильно. Средняя удельная активность цезия-137 составляла в 1987 г. в мышцах судака 4092 нКи/кг (колебания 1730 — 8600), в печени — 4345 (3690 — 5000) и в гонадах 5400 нКи/кг, а в 1993 г. — соответственно 614 нКи/кг (360 — 1200), 684 (430 — 920) и 513 нКи/кг (470 — 670). Как и у других видов рыб, у судака основное снижение радиоактивности отмечено в 1989 г. Во всех анализированных органах и тканях судака удельная активность цезия-137 в теплый период года заметно выше, чем в холодный.

В 1993 г. удельная активность цезия-137 находилась в мышцах сома европейского на уровне 643 нКи/кг, в печени — 247 и в гонадах — 350 нКи/кг. Еще более загрязненной оказалась щука. В 1993 г. в ее мышцах содержалась активность цезия-137 1090 нКи/кг, в печени — 490 и в гонадах — 535 нКи/кг.

Оценивая степень загрязненности РН рыб пруда-охладителя, следует отметить, что за период с 1987 — 1988 гг. по настоящее время во всех рассмотренных видах она весьма существенно снизилась. Это свидетельствует об улучшении радиоэкологической обстановки пруда-охладителя. Основным источником радиоактивного загрязнения рыб с 1990 г. являются цезий-137 (~90 %) и цезий-134 (~10 %). Значительное уменьшение радиоактивности в органах и тканях рыб наблюдалось в 1989 — 1990 гг., когда также значительно снизилась радиоактивность воды и водной растительности. Из исследованных органов и тканей рыб максимальной способностью к накоплению радиоактивных веществ отличается мышечная ткань, в отдельных случаях — также печень и половые железы. Отмечено, что семенники некоторых видов рыб (белого толстолобика, сома европейского, щуки) имеют меньший предел накопления РН по сравнению с яичниками.

Т а б л и ц а. Удельная активность цезия-137, нКи/кг, в органах и тканях рыб разных трофических уровней

Вид рыбы	Мышцы	Кости	Желудочно-кишечный тракт	Печень	Гонады
Белый толстолобик	184	58	654	30	88
Пестрый толстолобик	216	60	68	51	93
Карп	202	214	106	51	79
Сом канальный	217	90	100	87	114
Сом европейский	643	173	280	247	350
Судак	614	358	523	684	513
Щука	1090	600	540	490	535

Все рассмотренные виды рыб по загрязненности РН делятся на две группы (таблица). В первую из них входят белый и пестрый толстолобики, карп и канальный сом. Удельная активность цезия-137 в большинстве исследованных органов и тканей этих рыб находилась в 1993 г. примерно на одном уровне с небольшими отклонениями. Лишь в костях карпа содержание цезия намного превышало этот показатель у других видов рыб первой группы. Вторую группу рыб представляют сом европейский, судак и щука. Удельная активность цезия-137 в органах и тканях рыб этой группы в 3 — 6 и более раз выше, чем в рыбах первой группы. Наблюдались значительные колебания показателей радиоактивности исследованных органов и тканей рыб, особенно хищников, в пределах выборки, что объясняется, по-видимому, широким



спектром потребляемых кормовых объектов, различающихся разным уровнем загрязненности РН.

Как известно, появление в водоемах нового абиотического фактора в виде радиоактивных веществ не безразлично для их экосистем. Применительно к рыбам определенные дозы излучения и поступающих в организм РН приводят к нарушению процессов воспроизводства, угнетению гормональной системы, развития и роста, к снижению продолжительности жизни и увеличению смертности [15, 20].

Для оценки влияния радиационного фактора на половые клетки и ход эмбриогенеза у рыб в условиях пруда-охладителя ЧАЭС был избран в качестве объекта исследований белый толстолобик, занимающий в экосистеме водоема второе звено трофической цепи и имеющий большое промысловое значение. Удобство работы с толстолобиком состоит в том, что его можно много лет содержать круглогодично в делевых садках, установленных на понтонах в пруде-охладителе, без кормления. Пищей ему служит сестон, проникающий в садки из окружающей толщи воды при водообмене.

Для искусственного воспроизводства использовали производителей рождения 1985 г. В апреле 1986 г. они в годовалом возрасте были завезены на пруд-охладитель и размещены в делевых садках, где находятся по настоящее время. В 1986 г. в результате аварии на ЧАЭС они в молодом возрасте подверглись мощному радиационному облучению и в последующие 7 лет испытывали хроническое воздействие радиации как путем внешнего облучения, так в основном внутреннего при пероральном поступлении в организм загрязненного РН корма. Мощность дозы облучения рыб в 1986 г. достигала 150 Р/год, в том числе около 30 Р за счет  $\gamma$ -излучателей и 100 — 120 Р — за счет облучения  $\beta$ -частицами. В летний период мощность дозой нагрузки составляла 0,5 Р/сут, а в зимний период — 0,25 Р/сут.

Средняя длина производителей белого толстолобика колебалась в разные годы в пределах 51 — 62 см, средняя масса тела — 3,0 — 4,4 кг. Мощность дозы облучения половых желез рыб в 1987 г. составляла  $2,2 \cdot 10^{-6}$  и  $1,4 \cdot 10^{-5}$  Гр/ч по  $\gamma$ - и  $\beta$ -излучателям соответственно.

Для стимулирования созревания самок и самцов применяли метод гипофизарных инъекций [16]. Зрелые половые продукты получали обычным способом.

Средняя рабочая плодовитость самок колебалась в разные годы от 125 до 400 тыс. икринок и практически не отличалась от плодовитости одноразмерных производителей, выращиваемых в рыбоводных хозяйствах за пределами зоны отчуждения. Плодовитость самцов также в основном не выходила за рамки показателей, характерных для белого толстолобика — объем эякулята достигал в среднем 3,5 — 10,0 см<sup>3</sup>.

Средний диаметр овулировавших икринок белого толстолобика обычно составляет 1,1 — 1,3 мм [17, 18]. В условиях пруда-охладителя он оказался несколько выше (1,22 — 1,46 мм). Увеличение диаметра икринок в ряде партий икры до 1,4 — 1,46 мм происходило за счет частичного оводнения полости между яйцеклеткой и яйцевой оболочкой в результате перезревания. Что касается других партий икры, в икринках которых не отмечалось появления околожелточного пространства, то увеличение размеров яиц связано с другими причинами. Принимая во внимание данные ряда авторов о том, что малые дозы радиации у разных групп организмов стимулируют процессы развития и роста [10, 12], можно предположительно объяснить увеличение размеров икринок белого толстолобика стимулирующим влиянием малых доз радиации на воспроизводительную систему. В опытах на ооцитах стадии протоплазматического роста у тилпии также было показано [7], что при длительном пребывании рыб в растворах стронция-90 с концентрацией от 0,1 до 10 нКи/л происходит значительное увеличение по сравнению с контролем абсолютного значения объема цитоплазмы. При изучении влияния низкофоновой радиации на эмбриональное развитие карпа и серебряного караса установлен, в частности, положительный эффект хронического облучения, проявившийся в увеличении размера подопытных личинок [9].

Осемененную икру инкубировали в аппаратах типа Вейса объемом 100 л

при температуре в разные годы от 20 — 23 до 22 — 24° С. В начале нерестового сезона 1993 г. температура воды достигала 26° С. Концентрация цезия-137 и стронция-90 в воде составляла соответственно 0,11 и 0,15 нКи/л.

Процент оплодотворения икры определяли на стадии морулы. У многих партий икры он превышал 90 % (в отдельных случаях — около 96 — 98 %). Развитие икры высокого качества происходило без отклонений от нормы (за норму принимаем эмбриогенез толстолобика на рыбоводномике за пределами зоны). Нарушения в развитии встречались в каждой партии икры в небольших количествах, обычных для белого толстолобика, не превышающих 5 — 6 %.

При инкубации икры среднего и плохого качества количество икринок с различными аномалиями в развитии достигало 50 — 70 % и более. Основная масса их отмирала в период гастрюляции, и до вылупления из оболочки выживали не более 3 — 5 уродливых зародышей, которые вскоре также погибали.

В эмбриогенезе растительноядных рыб, как известно, встречаются аномалии дробления blastodiska, заключающиеся в несимметричности расположения и избыточности blastomeres, в отщеплении одного или нескольких из них от blastodermis. Икринки с такими нарушениями развития в большинстве погибают в период гастрюляции. На этапе органогенеза, когда происходят дифференциация зародышевых пластов и образование зачатков основных органов зародыша, аномалии проявляются чаще всего в искривлении хорды в горизонтальной или вертикальной плоскости, в недоразвитии головного или хвостового отделов, в образовании водянки околосердечной полости. Зародыши с такими уродствами нежизнеспособны и погибают обычно еще до вылупления из оболочки или вскоре после вылупления.

Указанные аномалии эмбрионального развития белого толстолобика возникают при перезревании самок или несвоевременном сцеживании овулировавшей икры; под воздействием неблагоприятных температур (ниже 20° С и выше 26° С) и кислородного режима (ниже 5 мг/л) в период инкубации икры [6, 11, 19]. В образовании аномалий в эмбриогенезе рыб наряду с внешними факторами нередко важную роль играют внутренние причины — различные нарушения в развитии, возникающие еще при формировании половых продуктов в организме самки или самца и в период их нагула и связанные с разноразнообразием [5].

В опытах температурный и кислородный режим инкубационных аппаратов был вполне благоприятным для эмбрионального развития растительноядных рыб, другие абиотические факторы (за исключением радиации), влияющие на нормальный ход эмбриогенеза, в период инкубации икры отсутствовали. Овулировавшую после гипофизарных инъекций икру получали от самок своевременно, без задержки ее в полости тела, осеменяли не позже как за 20 — 25 мин после сцеживания. Следовательно, плохое качество икры ряда самок можно объяснить перезреванием производителей, находившихся в садках перед нерестовой кампанией при резко поднявшейся температуре воды до 28 — 30° С. Сказались также не вполне благоприятные условия нагула рыб в предшествующие нерестовому периоду сезоны. В то же время нет полной уверенности в том, что отмечаемые нарушения в эмбриогенезе растительноядных рыб не являются в какой-то мере следствием влияния радиации и других загрязнителей, поступающих в водоем.

Продолжительность зародышевого развития в опытах составляла 22 ч при 25 — 26° С, 26 ч при 22 — 25° С и 27 ч при 23,2 — 24° С, т. е. не выходила за обычные для раннего онтогенеза толстолобика пределы [3, 2]. Период вылупления эмбрионов из оболочки в зависимости от температуры воды и некоторых других факторов может длиться в незагрязненных РН условиях от 2 — 3 до 30 ч и более. В экспериментах 1993 г. этот период составлял в основном 3 — 6 ч, т. е. находился в пределах нормы.

Количество внешне нормальных свободных эмбрионов колебалось от 20 — 30 до 68 — 98 %. Эти показатели в целом не отличались от выживаемости зародышей белого толстолобика при нормальных условиях содержания производителей соответствующих размеров на рыбоводномике за пределами зоны.

Рост личинок и мальков в садках даже в условиях недостаточной обеспеченности естественным кормом был вполне удовлетворительным. Сеголетки в возрасте 120 сут достигли средней длины около 12 см и средней массы тела 42 г. Эти показатели приближаются к нормам, рекомендованным при выращивании племенного материала растительноядных рыб [4].

**Вывод.** Таким образом, исследования показали, что за истекших после аварии на ЧАЭС период радиоэкологическая обстановка пруда-охладителя значительно улучшилась, о чем свидетельствует, в частности, резкое снижение радиоактивности воды и рыб всех трофических уровней. Результаты опытных работ по искусственному воспроизводству растительноядных рыб (белого толстолобика) дают основание полагать, что радиационная ситуация пруда-охладителя не оказывает заметного отрицательного влияния на воспроизводительную систему и ранний онтогенез этих рыб. Наблюдавшиеся в экспериментах заниженный процент рыб, созревающих после гипофизарных инъекций, относительно низкие показатели рабочей плодовитости ряда самок и самцов и оплодотворяемости икры обусловлены, главным образом, неблагоприятными условиями содержания производителей в садках, а также перезреванием их при высоких температурах воды и некоторыми другими причинами. Связывать эти отклонения от нормы с действием радиации пока нет достаточных оснований, хотя и отрицать возможность проявления радиоэффектов на уровне разных биологических структур организма нельзя. Для решения этого вопроса необходимо дальнейшее изучение на обширном материале реакций половых клеток, эмбрионов и личинок рыб, как наиболее чувствительных стадий жизненного цикла, на воздействие ионизирующего излучения с применением ихтиологических, физиолого-биохимических и генетических методов исследований.

1. *Алексин О. А.* Основы гидрохимии. — Л.: Гидрометеиздат, 1970. — 144 с.
2. *Алиев Д. С.* Основные вопросы биотехники искусственного разведения растительноядных рыб в производственных условиях // Новые исследования по экологии и разведению растительноядных рыб. — М.: Наука, 1968. — С. 24 — 35.
3. *Виноградов В. К., Ерохина Л. В.* О влиянии температуры на эмбриональное развитие растительноядных рыб // Тр. ВНИИПРХ. — 1967. — 15. — С. 70 — 76.
4. *Виноградов В. К., Ерохина Л. В.* Биотехника выращивания производителей и эксплуатации маточных стад растительноядных рыб (методические рекомендации). — М.: ВНИИПРХ, 1974. — 66 с.
5. *Владимиров В. И.* Разнокачественность онтогенеза как один из факторов динамики численности стада рыб // Гидробиол. журн. — 1970. — 6, № 2. — С. 14 — 26.
6. *Вовк П. С.* Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины. — Киев: Наук. думка, 1976. — 248 с.
7. *Воронина Э. А., Шеханова И. А.* Влияние инкорпорированного цезия-137 и стронция-90 на ооциты на стадии протоплазматического роста у тилляпии // Роль факторов внешней среды в онтогенезе: Тез. докл. на симпозиуме (Москва, 30 окт. — 1 нояб. 1974 г.). — М.: 1974. — С. 9 — 10.
8. *Горбик В. П.* Изменения в растительности Киевского водохранилища после аварии на ЧАЭС // Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — С. 52 — 65.
9. *Жуковский В. Н., Гош Р. И., Билько В. П. и др.* Влияние низкофоновой радиации на жизнеспособность эмбрионов и личинок промысловых рыб // Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — С. 156 — 195.
10. *Кузин А. М.* Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. — М.: Наука, 1986. — 284 с.
11. *Макеева А. П.* Качество икры и нарушения ранних стадий развития растительноядных рыб // Акклиматизация растительноядных рыб в водоемах СССР. — Кишинев: Штиинца, 1972. — С. 72 — 73.
12. *Мережко О. І., Величко І. М., Пасічний О. П.* Радіоекологія річок. — Київ: Наук. думка, 1991. — 110 с.
13. *Полікарпов Г. Г.* Радиоэкология морских организмов. — М.: Атомиздат, 1964. — 280 с.
14. *Протасов А. А., Сергеева О. А., Кошелева С. И. и др.* Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. — Киев: Наук. думка, 1991. — 192 с.
15. *Ромашов Д. Д., Беляева В. Н., Головинская К. А. и др.* Радиационное поражение рыб // Радиационная генетика. — 1962.
16. *Руководство по биотехнике разведения и выращивания растительноядных рыб* / Под ред. В. К. Виноградова. — М.: ВНИИПРХ, 1975. — 100 с.
17. *Соин С. Г.* Морфологические особенности развития белого амура и толстолобика // Проблемы рыбоводства, использования растительноядных рыб в водоемах СССР. — Ашхабад: Изд-во АН ТССР, 1963. — С. 100 — 137.
18. *Суханова А. И.* Морфологические различия растительноядных рыб на ранних периодах развития и поведение их эмбрионов и личинок // Новые исследования по экологии и разведению растительноядных рыб. — М.: Наука, 1968. — С. 194 — 200.

19. Суханова А. И. Морфологические уродства в развитии растительноядных рыб // Изв. АН ТССР. Сер. биол. наук. — 1972. — 2. — С. 68 — 73.
20. Шеханова И. А., Печуренков В. Л. Влияние накопления растворенного в воде стронция-90 и иттрия-90 производителями выюна на их потомство // Вопр. ихтиологии. — 1969. — 9, № 2. — С. 338 — 349.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль



UA9700100

УДК 636. 93:591.П

UA97000100

І. В. Чорна, С. В. Демідов, В. І. Рясенко,  
Б. М. Тхоржевський, С. М. Храпунов

## ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА ПРОЛІФЕРАТИВНУ АКТИВНІСТЬ СЕЛЕЗІНКИ НОРОК В УМОВАХ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЮВАННЯ

Приведено результати власних досліджень щодо впливу тимогену на імунореактивність організму під дією хронічного опромінювання.

Відомо, що у тварин, які перебувають в умовах хронічного опромінювання, відбувається порушення реактивності організму, що зумовлено розвитком Т-дефіцитного стану. Це веде до значного зниження проліферації і диференціації Т-лімфоцитів, в основі якої лежить біохімічна модифікація в системі регуляції метаболізму імунокомпетентних клітин [1].

На сьогодні найбільш ефективним патофізіологічним засобом активації Т-лімфоцитів є тимоген.

Виходячи зі сказаного вище, метою наших досліджень було з'ясування впливу тимогену на проліферативну активність лімфоцитів селезінки норок, які перебувають в умовах хронічного опромінювання.

У групу (контроль) ввійшли інтактні норки масою  $1,2 \text{ кг} \pm 0,12 \text{ кг}$  у кількості 50 тварин, які протягом експерименту і в попередній період не отримували яких-небудь впливів, відмінних від звичайних умов віварія. З метою забезпечення порівняння результатів експериментів вони були проведені приблизно в один і той же час року, що дозволило нівелювати вплив кліматичних і біоритмічних факторів.

В другу групу ввійшли тварини, які перебували в умовах хронічного опромінювання, в третю — тварини, які перебували в умовах хронічного опромінювання і які одержали тимоген. Препарат вводили протягом 10 днів в дозі 0,02 мг/кг.

Т-лімфоцити виділяли на колонках з нейлоною ватою [2]. Функціональний стан Т-системи імунітету визначали за допомогою РБТЛ радіоізотопним методом [3].

У результаті проведених досліджень знайдено, що у тварин, які знаходились в умовах хронічного опромінювання, відбувається значне зниження проліферативної активності лімфоцитів. Так, включення Н-тимідину в ДНК лімфоцитів знизилось до  $2743 \pm 175 \text{ імп./хв}$  у порівнянні з  $6207 \pm 223 \text{ імп./хв}$  в інтактній групі тварин,  $p < 0,05$ , що становить 126 % (таблиця).

Введення тимогену опроміненим тваринам збільшило проліферативну активність Т-лімфоцитів до  $3296 \pm 91 \text{ імп./хв}$  порівняно з тваринами, які не одержали тимогену (22 %). Отже, тимоген стимулює проліферативну активність лімфоцитів на фоні хронічного опромінювання.

Як відомо, тимоген бере участь у процесі дозрівання Т-лімфоцитів в напрямку формування імунокомпетентності через проліферацію та диференціювання як в тимусі, так і в периферичних органах імунної системи. У зв'язку з цим нами було вивчено впливи тимогену на реакцію бластоутворення у відповідь на Т-клітинні митогени ФГА і КонА. Встановлено, що використання ФГА призводить до значного зниження включення Н-тимідину в ДНК лімфоцитів до  $27348 \pm 722 \text{ імп./хв}$  в опроміненій групі тварин порівняно з інтактною групою  $36890 \pm 840 \text{ імп./хв}$ ,  $p < 0,05$ .

Т а б л и ц я. Вплив тимогену на проліферативну активність селезінки норок в залежності від часу інкубації

Час інкубації	Контроль (M±m)	$I_c$	Тимоген M±m	$I_c$
0	1562±88	—	—	—
10 хв	1823±68	1,16	2227±70	1,43
20 хв	1993±69	1,23	2930±70	1,88
30 хв	1597±86	1,02	2412±69	1,55
1 г	1858±89	1,18	2662±85	1,70
2 г	1873±83	1,19	3354±69	2,14
4 г	2651±82	1,69	4606±84	2,95*
6 г	2136±67	1,36	4582±103	2,93*
12 г	2151±67	1,37	2373±71	1,52
24 г	1285±39	0,82	3432±100	2,20
48 г	1622±42	1,03	2637±129	1,68
72 г	1585±89	1,01	2335±99	1,49

П р и м і т к а.  $I_c = \frac{\text{імп./хв в експерименті}}{\text{імп./хв в контролі}}$

Така ж сама тенденція спостерігається при використанні КонА. Використання тимогену приводить до збільшення проліферативної активності Т-лімфоцитів. Так, введення тимогену з ФГА і КонА збільшує проліферативну відповідь лімфоцитів відповідно до  $30284 \pm 420$  імп./хв,  $p < 0,05$  і  $25480 \pm 924$  імп./хв,  $p < 0,05$ .

Для виявлення оптимального часу впливу тимогену на клітини ми провели кінетичний аналіз впливу тимогену на синтез ДНК лімфоцитів. В результаті проведених досліджень знайдено, що максимальне нагромадження Н-тимідину ДНК лімфоцитів спостерігається через 4 г інкубації помітки з лімфоцитом (таблиця).

Таким чином, у тварин, які перебували в умовах хронічного опромінювання, відбувається значне зниження проліферативних процесів, про що свідчить включення Н-тимідину в ДНК лімфоцитів. Використання тимогену активізує процеси проліферації і диференціації, які спрямовані на збільшення субпопуляційного складу Т-лімфоцитів.

1. Федоров Н. А. Участие циклических нуклеотидов в иммуногенезе и иммунная реакция лимфоцитов // Укр. биохим. журнал. — 1981. — 53, № 2. — С. 68.
2. Хоробрых В. В., Киркин А. Ф., Пронин А. В., Санин А. В. Методы постановки реакции бласттрансформации в микромодификации // Иммунология. — 1983. — № 3. — С. 76 — 79.
3. Julius N.N., Simpson E., Herrenberg L. A. A rapid method for isolation of functional thymus derived murine lymphocytes // Eur. J. Immunol. — 1973. — № 13. — P. 645 — 646.

Київський університет ім. Тараса Шевченка  
Науково-технічний центр НВО «Припять», Чорнобиль



UA9700101

УДК 539:616.71:598.32

Н. В. Родионова, П. М. Мажуга,  
Е. И. Домашевская, Б. А. Горский,  
Г. Б. Накоренок

### ИЗМЕНЕНИЯ В ГИСТОСТРУКТУРЕ КОСТНОГО СКЕЛЕТА У АМФИБИЙ, ОБИТАЮЩИХ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

С использованием методов гистологии и радиохимии исследовано состояние костного скелета у земноводных (прудовая и озерная лягушки), отловленных в пруду-охладителе ЧАЭС и в с. Копачи.

Представлены данные о содержании  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  в костях скелета у лягушек из зоны ЧАЭС и чистых территорий (Святошин, Киев) в период 1991 — 1993 гг. Изучена гистоструктура трубчатых костей. Основное внимание уделено состоянию клеток и костного матрикса в метафизах и компакте диафиза. Описаны некоторые особенности остеопластического и резорбтивного процессов в костях у амфибий из зоны ЧАЭС.

© Н. В. Родионова, П. М. Мажуга, Е. И. Домашевская, Б. А. Горский, Г. Б. Накоренок, 1994

Изучение влияния комплекса факторов (в том числе ионизирующей радиации), сложившихся в результате аварии на ЧАЭС, на животных в зависимости от их эволюционных и экологических особенностей является актуальной задачей. Особый интерес представляет изучение немигрирующих позвоночных, в частности земноводных, обитающих в относительно стабильных биоценозах, где сохраняется высокий уровень загрязненности РН, и прежде всего стронцием-90. Стронций-90, попадая в организм с пищей, депонируется в минеральном матриксе кости, создавая источник хронического лучевого воздействия, нарушает метаболизм кальция [3]. Анализ закономерностей концентрирования радионуклидов в разных звеньях пищевых цепей свидетельствует об увеличении количества стронция-90 в скелете животных, питающихся растениями и беспозвоночными по сравнению с нижележащими трофическими уровнями. Коэффициент концентрирования стронция-90 в скелете у остромордой лягушки равен 4,1; цезия-137 — 0,63 [1]. Это может способствовать развитию патологических изменений в костном скелете, нарушению процессов кроветворения в костном мозге. Установлено [2], что в клетках костного мозга у бурых лягушек частота повреждений хромосом в 3 — 10 раз выше контрольных уровней. За прошедшие после аварии годы частота обнаружения хромосомных повреждений у животных почти не изменяется, хотя экспозиционная доза снизилась. Это указывает на роль инкорпорированных в кости радионуклидов, постоянно поступающих в организм животных с пищей. Однако до настоящего времени состояние костного скелета у земноводных, обитающих на загрязненных радионуклидами территориях ЧАЭС, остается не изученным, что и составило задачу нашей работы.

**Материал и методы исследования.** Материал для исследования взят у половозрелых прудовой и озерной лягушек (*Rana esculenta*, *Rana ridibunda*), отловленных в летне-осенний период 1991 — 1993 г. в пруде-охладителе ЧАЭС и с. Копачи. Уровень загрязненности  $\approx 3 \text{ мкР/ч}$ . Для контроля отобраны лягушки этих же видов из района Святошин (Киев). Всего отловлено 30 особей.

У животных вычленили грудные и тазовые конечности, которые затем фиксировали в 10 %-ном нейтральном формалине и использовали для приготовления гистологических срезов. Гистопрепараты окрашивали гематоксилином-эозином по Майеру и Делафилльду, докрашивали тионином. Для растровой электронной микроскопии образцы кости после фиксации в 2,5 %-ном глицеральдегиде и обезвоживания напыляли золотом. Образцы просматривали в электронном микроскопе «Тесла БС-301».

Проведен анализ на содержание в костях скелета стронция-90 радиохимическим методом (НТЦ НПО «Припять»).

Определяли количественное соотношение в костном матриксе органического и минерального компонентов.

Для анализа подготовлены идентичные по размеру и массе образцы из диафизарной области бедренных костей лягушек. Методом многократной выдержки в сушильном шкафу при  $105^\circ \text{C}$  образцы освобождались от содержащейся в них влаги и помещались в муфельную печь при  $400^\circ \text{C}$  и  $600^\circ \text{C}$  до получения постоянной массы. При таком режиме в костных образцах полностью сжигается органическая часть (представленная в основном оссеином матрикса) и сохраняется минеральный компонент (зола). В каждом образце определено количество минерального компонента [мг/г] сухого веса кости.

**Результаты исследования и их обсуждение.** Анализ полученных результатов свидетельствует о том, что у земноводных, постоянно находящихся в условиях радиоактивного загрязнения в зоне ЧАЭС, в костях скелета по сравнению с контролем накапливаются радионуклиды, прежде всего стронций-90 (таблица).

Скелет конечностей у всех исследованных лягушек вполне сформирован и соответствует его состоянию у взрослых особей. В длинных трубчатых костях (плечевой, бедренной, костях предплечья и голени) полностью завершены процессы замещения, сформирована диафизарная трубка при сохранившихся, как обычно, хрящевых эпифизах. Полость диафизарной трубки длинных костей заполнена ретикулярной тканью с включенными в нее очагами кроветворных клеток и многочисленными меланоцитами, что характерно для функционально зрелого костного мозга бесхвостых амфибий.

Содержание РН в костях скелета у амфибии, обитающих в зоне отчуждения

Животные (место, год)	Содержание РН, Ки/кг массы		
	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Зона ЧАЭС (май — август)			
Лягушка озерная (пруд-охладитель, 1991 г.)	$6,8 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
Лягушка озерная (Копачи, 1992 г.)	—	$8,8 \cdot 10^{-8}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$
Лягушка прудовая (пруд-охладитель, 1992 г.)	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$4,2 \cdot 10^{-6}$
Лягушка прудовая (пруд-охладитель, 1993 г.)	2,0	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
Контроль (Киев, Феофания)			
Лягушка озерная, 1992 г.	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$4,7 \cdot 10^{-9}$	$6,7 \cdot 10^{-9}$
—, 1993 г.	1993 г.	—	$4,8 \cdot 10^{-10}$
—, 1993 г.	1993 г.	$3,1 \cdot 10^{-10}$	$3,2 \cdot 10^{-9}$

При такой общей морфологической картине в состоянии длинных костей конечностей лягушек, отловленных в зоне отчуждения, обнаружены особенности в гистоструктуре, отличающие их от состояния гомологичных костей лягушек, взятых из относительно чистых водоемов.

У амфибий, обитающих на загрязненных территориях, в отличие от контрольных лягушек, отмечались изменения в структуре боковых участков эпифизов (область дивертикула). Здесь обнаруживаются небольшие зоны расщепления хряща и периостальной кости, которые заполнены фибробластоподобными клетками (рис. 1). В гистоструктуре зрелого гиалинового хряща эпифиза изменений не выявлено. На сканограммах в фибриллярном каркасе периоста регистрируются зоны разрежения. В метафизах на трабекулах обнаружены участки резорбции костной ткани, а также обширные зоны, занятые коллагеновыми фибриллами, что отражает процесс фиброзной



Рис. 1. Фибробластоподобные клетки (ФБ) в зоне роста бокового участка эпифиза трубчатой кости (*Rana esculenta*): ХР — эпифизарный хрящ. Увеличение 200

остеодистрофии. Можно также отметить появление в метафизах очагов дифференцирующихся остеобластов, за счет которых, по-видимому, осуществля-

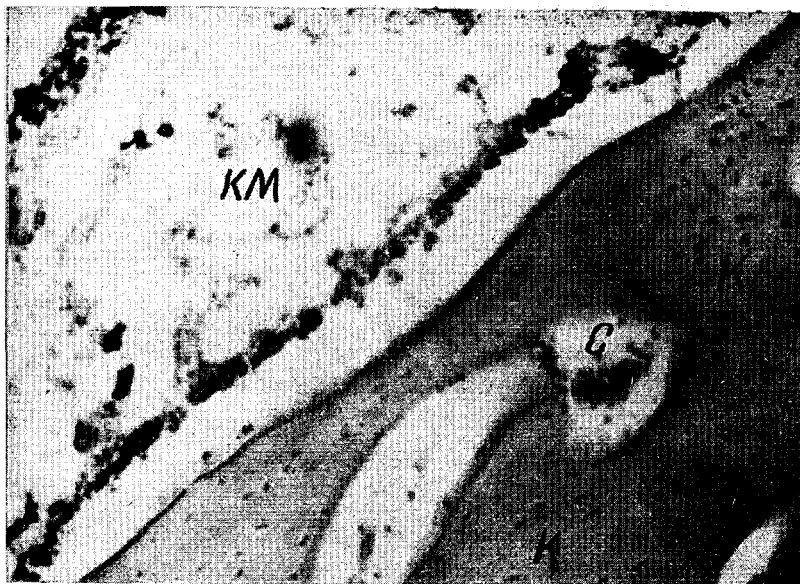


Рис. 2. Остеоциты в компакте (К) диафиза трубчатой кости (*Rana ridibunda*): КМ — костномозговая полость; С — сосудистый канал в компакте. Увеличение 200

ются компенсаторно-восстановительные процессы в кости. В диафизе на эндостальной поверхности также обнаружены отдельные очаги лизиса костной ткани, которые заполнены фибробластическими клетками.

В экспериментальных исследованиях на крысах [3] наиболее высокую концентрацию радионуклидов выявили в участках замещения хряща костью и в зонах метафиза, т. е. в зонах с высокой интенсивностью ростовых и обменных процессов. Метафизы и боковые участки хрящевых эпифизов в трубчатой кости у амфибий являются зонами роста кости, здесь наблюдается интенсивная васкуляризация с явлениями стаза крови [4]. Именно в этих зонах, где сосредоточены остеогенные клетки-предшественники, идут процессы их дифференцировки и новообразования костного матрикса и откладывается радиостронций и, как свидетельствуют наши исследования, выявляется поражающий эффект радионуклида на остеогенетические процессы.

В компактном веществе диафизарной трубки длинных костей лягушек из зоны отчуждения, по сравнению с контролем, заметно увеличено содержание остеоцитов (рис. 2). На эквивалентной площади гистологического среза кости у лягушек из загрязненного пруда остеоцитов насчитывается примерно в три раза больше, чем на гистосрезах от контрольных животных. Кроме повышенного количественного содержания в единице объема ткани, остеоциты отличаются сравнительно мелкими размерами; некоторые из них обнаруживают ядра с признаками пикноза при почти редуцированной цитоплазме. Это свидетельствует об угасании в части популяции остеоцитов метаболической активности. Следует полагать, что снижение интенсивности метаболизма в остеогенных клетках происходит уже в самом процессе остеогенеза, вследствие чего остеобласты эндоста и внутреннего слоя периоста участвуют в остеопластическом процессе по «сокращенному» циклу, т. е. продуцируют меньше, чем в норме, остеоида и массово включаются в строящуюся кость, трансформируясь в остеоциты. Такая ситуация становится возможной вследствие ингибирования в остеогенных клетках специфического биосинтеза при одновременном усилении их пролиферации на стадии предшественников, о чем свидетельствует, в частности, тот факт, что в периосте лягушек из зоны ЧАЭС остеогенные клетки образуют два-три, а в отдельных локусах — даже четыре слоя, тогда как в обычных условиях периост лягушки содержит один-два слоя клеток.



Участие остеобластов в периостальном остеогенезе по «сокращенному циклу» завершается переходом их в метаболически малоактивные остеоциты. Поскольку от функциональной активности вновь образованных остеобластов зависит в последующем течении процесса кальцификации органического остеоида, уже на основании только цитологической картины остеогенеза можно предполагать обеднение кости минеральным компонентом. Для проверки предположения в образцах трубчатых костей конечностей, взятых от животных, обитающих в загрязненной радионуклидами зоне и на относительно чистых территориях, определяли количественное соотношение в костном матриксе органического и минерального компонентов.

Установлено, что содержание золы в костях амфибий из зоны ЧАЭС в 0,5 — 2,0 раза меньше, чем у контрольных животных.

Таким образом, результаты исследования свидетельствуют о том, что накопление стронция-90 и цезия-137 в костях скелета у амфибий, обитающих в водоемах зоны ЧАЭС, способствует развитию процессов фиброзной остеоидострофии. Остеогенез характеризуется относительным увеличением количества остеогенных клеток при снижении объемов синтеза основного вещества в кости и ослаблении его минерализации. Темпы роста скелета в целом сохраняются в обычных пределах.

1. Ильенко А. И., Крапиво Т. П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. — М.: Наука, 1989. — 223 с.
2. Кармель Н. А. Биологические и радиологические аспекты последствий чернобыльской аварии // Чернобыль-91: Междисциплинар. указатель лит-ры по пробл. Чернобыля. — 1991. — Вып. 1. — С. 26 — 33.
3. Любашевский Н. М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. — М.: Медицина, 1981. — 463 с.
4. Мажуга П. М., Домашевская Е. И. Развитие и структура надкостницы у наземных позвоночных. — Киев: Наук. думка, 1990. — 117 с.

Институт зоологии НАН Украины, Киев



UA9700102

УДК 616.073.15:616.013

22997

Е. Е. Загоруйко, Н. А. Панченко,  
И. С. Филимонов, А. И. Якименко

### ВЛИЯНИЕ КОМБИНИРОВАННОГО РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС НА СОСТОЯНИЕ АУТОФЛОРЫ ТОЛСТОГО КИШЕЧНИКА ЖИВОТНЫХ

В натурных экспериментах в аварийном помещении ЧАЭС и в ближней зоне ее влияния изучено состояние микробиоценоза толстого кишечника крыс и фуро, подвергавшихся постоянному комбинированному (внешнему и внутреннему) облучению.

Жизнедеятельность организма млекопитающих с момента рождения и на протяжении всей жизни связана с микрофлорой. Микроорганизмы заселяют кожу, слизистые оболочки открытых полостей организма [13]. Наиболее обильно заселены микрофлорой кишечник и особенно его дистальный отдел — толстый кишечник. Нормальная микрофлора кишечника играет важную роль в поддержании гомеостаза организма-хозяина на оптимальном уровне. Она является антагонистом патогенных микроорганизмов, участвует в терморегуляции, продуцирует витамины, ферменты и многие биологически активные соединения, стимулирует деятельность кровяных органов, иммунологическую реактивность организма и др. [2, 4, 12]. Микроорганизм и его аутофлора находятся в состоянии динамического равновесия, их взаимоотношения в обычных условиях характеризуются симбиозом. При воздействии на организм различных физических и химических факторов может нарушаться нормальный биоценоз кишечника — дисбактериоз [6, 11, 16]. В частности, при лучевых поражениях в фекалиях возрастает количество условно-патогенных энтеробактерий и становится более разнообразным их

видовой спектр [15, 17]. Дисбактериоз отражает нарушение резистентности организма [5, 9, 10]. При высоких дозах облучения происходят транслокация различных условно-патогенных микроорганизмов из кишечного тракта в кровь и органы, развитие эндогенных аутоинфекций и гибель облученного организма от инфекционных осложнений [5, 17], которые являются ведущими при костно-мозговой форме острой лучевой болезни.

Вместе с тем, к настоящему времени состояние аутофлоры кишечника исследовано в основном при внешнем облучении в дозах, вызывающих у животных и человека лучевую болезнь. Остается неизученным влияние на аутофлору продолжительного воздействия малых доз внешнего облучения в сочетании с внутренним облучением — ситуации, имевшей место у ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС в 1986 — 1988 гг. В менее выраженной степени комбинированному лучевому воздействию подвергается в настоящее время персонал Зоны отчуждения, а также обширный контингент населения, проживающий на радиационно загрязненных территориях. Поэтому изучение влияния радиационных факторов на кишечный микробиоценоз актуально для оценки и прогнозирования состояния гомеостаза и неспецифической резистентности организма, а также имеет прикладное народнохозяйственное значение, поскольку при радиоактивном загрязнении обширных регионов страны радиационному влиянию подвергаются различные сельскохозяйственные животные, что может влиять на эффективность животноводства.

Цель работы — экспериментально исследовать состояние микробиоценоза толстого кишечника представителей млекопитающих в условиях пролонгированного и хронического комбинированного облучения в зоне аварии ЧАЭС.

В результате исследований получены данные, которые указывают на высокую дисбиотическую активность продолжительного комбинированного радиационного воздействия на микробиоценоз толстого кишечника уже в малых дозах. Это следует учитывать при оценке и прогнозировании пострадиационных эффектов у человека и при развитии животноводства и звероводства в загрязненных регионах. Микробиоценоз, установившийся в результате длительной адаптации к радиационным факторам, нарушается при увеличении силы воздействующих факторов.

Материал и методы исследования. В эксперименте использовано 10 крыс и 14 фуро (фретки). Крысы-самцы возрастом 3 мес, массой 180 — 230 г линии «Вистар/РАП» получали чистый корм в виде вареных каш из четырех видов круп с добавками. Характер питания в период эксперимента не меняли.

Крыс экспонировали в машинном зале IV энергоблока ЧАЭС в течение 14 сут на отметке +12,  $P = 450 \div 550$  мр/ч. Животные находились в клетке с металлическим поддоном для экранирования от плотноионизирующего излучения. Уровень поглощенной дозы измеряли детекторами ТЛД-500К, помещенными в тканеэквивалентный дозиметр типа ДТУ в металлическом поддоне на высоте 1 — 3 см от пола. Проводилось также измерение детекторами ТЛД-580, помещенными в дозиметр ДПП-03. Дозиметр располагался в стеклянном флаконе в глубине клетки на высоте 3 — 5 см от пола. Средняя поглощенная доза по внешнему облучению на животное составляла к концу экспозиции 1,43 Гр. Внутреннее облучение формировалось за счет ингаляционного, перорального и перкутанного поступления РН, приносимых в составе пылевых частиц воздушными потоками. Наличие внутренней компоненты радиационного воздействия документировано гамма-спектрометрией тканей и фекалий животных. Доза внутреннего облучения за время опыта несравненно ниже дозы внешнего облучения.

Опыт по изучению эффектов хронического комбинированного радиационного воздействия выполнен на самцах фуро весом от 1700 до 1900 г., содержавшихся на опытной звероферме НПО «Припять» больше года. Шед для содержания зверей находится на берегу пруда-охладителя ЧАЭС на расстоянии примерно 3 км от IV энергоблока. В состав кормовых рационов входили отходы столовых, мясные субпродукты и цельная рыба, отловленная из пруда-охладителя. В качестве витаминных добавок давался рыбий жир, пуш-

новит, витамины группы В. Радиационная нагрузка формировалась за счет повышенного уровня  $\gamma$ -фона (120 — 150 мкр/ч), ингаляционного поступления РН и перорального поступления РН с питьевой водой и рыбой из водоема пруда-охладителя (суммарная активность по  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в диапазоне  $10^{-6}$  —  $10^{-7}$  Ки/кг). Повышение уровня радиационного воздействия в опытной группе достигалось заменой в течение 14 сут чистых мясных субпродуктов на более загрязненное РН мясо (суммарная активность по  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в диапазоне  $10^{-6}$  —  $10^{-8}$  Ки/кг). В качестве «контроля» использованы животные, продолжавшие находиться на обычном рационе. Такая схема опыта позволяет изучить чувствительность установившегося микробиоценоза к повышению уровня радиационного воздействия. Кроме того, облегчается подбор наиболее адекватного в условиях хронического воздействия контроля, поскольку возможная лабильность микрофлоры кишечника млекопитающих в зависимости от характера пищи и многих других условий [2] способствует малокорректному проведению контрольных исследований на животных из звероферм в чистой зоне, а данные о составе нормальной микрофлоры фреток в литературе отсутствуют. К периоду выведения животных из опыта уровень инкорпорации  $\gamma$ -излучающих РН в опытной группе в костную и мышечную ткани был примерно в два раза выше, чем в «контрольной».

Для исследования аутофлоры содержимое толстого кишечника после выделения дистального отрезка на уровне прямой кишки выдавливали в стерильную пробирку. В лабораторные пробирки помещали 1,0 г фекальных масс и добавляли стерильный физиологический раствор хлористого натрия до разведения  $10^{-1}$ . Затем отдельными стерильными пипетками осуществляли последовательное разведение до  $10^{-8}$ , из которых проводили высеивание на питательные среды [4, 14]: для выявления энтеробактерий на среды Эндо, Симмонса и Плоскирева; дрожжевых и дрожжеподобных грибов на среду Сабуро; клостридий на среду Китт — Тароцци; бифидобактерий на среду для контроля стерильности; лактобактерий на среду МРС; для выявления и учета аэробных и факультативно-анаэробных бактерий на 5 %-ный кровяной агар. Все посевы инкубировали при  $37^\circ\text{C}$  24 — 48 ч. Посев на среду Сабуро после инкубации в течение 48 ч выдерживали дополнительно 3 сут при комнатной температуре. Со сред Эндо, Симмонса и Плоскирева каждый тип колоний снимали на среду Клиглера. Дальнейшую идентификацию энтеробактерий осуществляли с помощью набора «Энтеротест I и II» (Чехо-Словакия) для дифференциации кишечных бактерий. При необходимости применяли дополнительные тесты в обычной прописи [1]. Для других микроорганизмов использовали соответствующие биохимические тесты. Со сред Сабуро, ЖСА, МРС и кровяного агара колонии микроскопировали и по морфологии отсеивали на МПА или в сыровоточный бульон. Все культуры подвергали микроскопии, определяли их отношение к окраске по Граму. При идентификации применяли современные руководства по таксономии и классификации микроорганизмов [1, 3, 7].

Цифровые материалы обработаны статистически с учетом критерия достоверности Стьюдента на программируемом микрокалькуляторе МК-61.

Результаты исследования и их обсуждение. Изучение качественного состава микрофлоры кишечника крыс показало, что у 100 % животных высевается облигатная сапрофитная микрофлора, представленная факультативно-анаэробными микроорганизмами: кишечной палочкой, лактобактериями и облигатными анаэробом-бифидобактериями (табл. 1). Группа факультативной условно-патогенной микрофлоры представлена *P. vulgaris*, *Staphylococcus saprofiticus*, *Alcaligenes faecalis*, *Streptococcus* sp., высеиваемость которых колебалась от 10 до 80 %. Кроме того, у всех животных высевались грибы рода *Candida*. В целом качественный состав аутофлоры толстого кишечника крыс можно трактовать как нормальный биоценоз, что подтверждается и данными о количественном содержании микробов — количество сапрофитных микроорганизмов находилось в пределах обычных величин (табл. 2). Условно-патогенная микрофлора составляла 0,1 — 8 % общего количества микробов, и лишь у одной крысы около 90 %. Бифидобактерии высевались, за несколькими исключениями, при разведении фекалий до  $10^{-7}$ .

Т а б л и ц а 1. Изменение качественного состава аутофлоры толстого кишечника крыс после комбинированного радиационного воздействия

Микроорганизм	Высеваемость ( $p \pm sp$ ), %		P
	до экспозиции	после экспозиции	
Enterobacteriaceae			
E.coli	100,0	100,0	
P.vulgaris	40,0 $\pm$ 15,5	100,0	<0,01
Citrobacter freundii	0	20,0 $\pm$ 12,6	>0,05
Lactobacillus sp.	100,0	100,0	—
Bifidobacterium sp.	100,0	100,0	—
Грибы рода Candida	100,0	100,0	—
Плесневые грибы	0	80,0 $\pm$ 12,6	<0,001
Staph. saprofiticus	80,0 $\pm$ 12,6	40,0 $\pm$ 15,5	>0,05
Alcaligenes faecalis	20,0 $\pm$ 12,6	— 20,0 $\pm$ 12,6	—
Streptococcus sp.	10,0 $\pm$ 9,5	10,0 $\pm$ 9,5	—

Т а б л и ц а 2. Изменение количественного состава аутофлоры толстого кишечника крыс после комбинированного радиационного воздействия

Микроорганизм	Количество микроорганизмов ( $M \pm m$ )		P
	до экспозиции	после экспозиции	
Enterobacteriaceae			
E. coli	$(2,71 \pm 1,27) \cdot 10^7$	$(1,37 \pm 0,46) \cdot 10^7$	>0,05
P.vulgaris	$(1,0 \pm 0,7) \cdot 10^6$	$(2,22 \pm 1,23) \cdot 10^6$	>0,05
Citrobacter freundii	0	$(3,5 \pm 1,1) \cdot 10^5$	—
Lactobacillus sp.	$(3,3 \pm 0,46) \cdot 10^6$	$(3,28 \pm 0,16) \cdot 10^6$	>0,05
Bifidobacterium sp.	$(2,8 \pm 1,27) \cdot 10^7$	$(4,06 \pm 1,7) \cdot 10^6$	>0,05
Грибы рода Candida	$(0,5 \pm 0,15) \cdot 10^5$	$(1,24 \pm 0,13) \cdot 10^6$	<0,001
Плесневые грибы	0	$(1,11 \pm 0,48) \cdot 10^5$	—
Staph. saprofiticus	$(0,95 \pm 0,29) \cdot 10^5$	$(0,85 \pm 0,25) \cdot 10^5$	>0,05
Alcaligenes faecalis	$(2,0 \pm 0,9) \cdot 10^6$	$(1,39 \pm 0,7) \cdot 10^5$	>0,05
Streptococcus sp.	$4,0 \cdot 10^7$	$4,8 \cdot 10^7$	—

П р и м е ч а н и е. Количество микроорганизмов колонийобразующих в единицах на 1 г фекальных масс

После экспозиции в зоне интенсивного радиационного загрязнения в качественном и количественном составе микрофлоры кишечника крыс произошли существенные изменения. Прежде всего обращает на себя внимание большое разнообразие микрофлоры (см. табл. 1). Так, из семейства Enterobacteriaceae помимо кишечной палочки и протей был высеян Citrobacter freundii. Возросла высеваемость P. vulgaris до 100 %, у всех животных высевались плесневые грибы, которые до опыта не определялись. В количественном выражении в исследованной группе животных достоверно увеличился титр грибов рода Кандида (в 24,8 раза), недостоверно повысился титр P. vulgaris (в 2,2 раза) (см. табл. 2). В то же время в 1,98 раза снизился титр кишечной палочки и в 6,9 раза — титр бифидобактерий, хотя снижение и недостоверное.

Индивидуальный анализ показателей свидетельствует о том, что у 60 % животных снизилось количество бифидобактерий, которые высевались при разведении фекалий лишь до  $10^{-5}$ . Резкое снижение количества бифидобактерий, играющих важную роль в поддержании барьерной функции кишечника, да-

же при отсутствии достоверных сдвигов в аэробной микрофлоре, уже может расцениваться как проявление дисбактериоза [6]. В исследованной же группе у 80 % животных возросло количество условно-патогенной микрофлоры до 21 — 70 % общего числа бактерий и лишь у 20 % она составляла около 5 %. Резко увеличился титр грибов рода *Candida*, начали высеваться плесневые грибы.

Обращает на себя внимание высокая множественность сдвигов в микрофлоре фекалий всех исследованных крыс. Данная закономерность прослеживается даже и в том случае, если при анализе не учитывать изменения, наблюдаемые за счет впервые выделенных или не высеявшихся после экспозиции микроорганизмов — сдвиг показателей со стороны двух видов микроорганизмов определяется у 60 %, а трех микроорганизмов — у 40 % крыс. Дозы облучения, полученные крысами, для данного вида животных вполне могут быть отнесены к диапазону низких ( $LD\ 50/30 = 4,5 \div 7,0$  Гр) [8]. Однако даже низкая доза комбинированного воздействия радиационных факторов приводит к нарушениям экологического равновесия между макроорганизмом и заселяющими его микроорганизмами. По-видимому, ассоциативный характер изменений в составе кишечной микрофлоры обусловлен снижением иммунореактивности.

О высокой лабильности экологического равновесия свидетельствуют данные изучения микробиоценоза фуру, подвергающихся хроническому внешнему радиационному воздействию в малых дозах низкой интенсивности (за счет повышенного уровня  $\gamma$ -фона в зоне ЧАЭС) и внутреннему (за счет потребления загрязненной рыбы и воды из пруда-охладителя ЧАЭС), а также ингаляционного поступления РН. Микрофлора кишечника этих животных была представлена аэробной лактозоположительной (за одним исключением) кишечной палочкой, протейями, фекальным стрептококком и бифидобактериями. По качественному составу и высеваемости отдельных микроорганизмов различий между группами нет. Однако группы различаются количественными характеристиками микробиоценоза кишечника (табл. 3): титр кишечной палочки и фекального стрептококка достоверно выше в группе, получившей с мясом дополнительную порцию РН, причем характер изменений укладывается в картину дисбиотических нарушений микрофлоры при радиационных поражениях.

Т а б л и ц а 3. Аутофлора толстого кишечника фреток в условиях постоянного радиационного воздействия

Группа животных	Число анализов	Микроорганизм	Высеваемость ( $p \pm S_p$ ), %	Количество микроорганизмов ( $M \pm m$ )	$p$
Опытные постоянное воздействие + повышенное поступление РН в течение 14 сут	5	<i>E.coli</i>	100,0	$(1,04 \pm 0,29) \cdot 10^7$	$> 0,02$
		<i>P. vulgaris</i>	$40,0 \pm 21,9$	$(3,51 \pm 3,49) \cdot 10^8$	$< 0,05$
		<i>P.mirabilis</i>	$60,0 \pm 21,9$	$(1,61 \pm 1,39) \cdot 10^8$	$< 0,05$
		$\sum$ <i>Proteus</i>	100,0	$(2,37 \pm 1,42) \cdot 10^8$	$< 0,05$
		<i>Streptococcus faecalis</i>	100,0	$(2,28 \pm 6,0) \cdot 10^8$	$< 0,05$
		<i>Bifidobacterium</i>	100,0	$10^8$	$> 0,02$
Контрольные постоянное воздействие	9	<i>E.coli</i>	100,0	$(2,54 \pm 0,44) \cdot 10^6$	
		<i>P.vulgaris</i>	$44,4 \pm 16,6$	$(3,43 \pm 1,82) \cdot 10^8$	
		<i>P.mirabilis</i>	$55,6 \pm 16,6$	$(1,69 \pm 1,16) \cdot 10^8$	
		$\sum$ <i>Proteus</i>	100,0	$(2,46 \pm 1,0) \cdot 10^8$	
		<i>Streptococcus faecalis</i>	$77,8 \pm 13,9$	$(3,04 \pm 2,36) \cdot 10^8$	
		<i>Bifidobacterium</i>	100,0	$10^8$	

Таким образом, результаты исследований, выполненные в условиях натурального эксперимента в аварийном помещении ЧАЭС и в ближней зоне ее влияния, свидетельствуют о том, что после комбинированного радиационного воздействия в модельной группе крыс прослеживается сдвиг внутри микробных соотношений: увеличивается процент высеваемости условно-патогенных энтеробактерий, плесневых грибов, достоверно возрастает титр грибов рода Кандида. Индивидуальный анализ качественного состава и количественных соотношений бактерий позволяет заключить о нарушении нормального биоценоза кишечника, т. е. о развитии дисбактериоза. По степени тяжести развившийся дисбактериоз следует отнести к слабовыраженному и выраженному дисбактериозу. У фреток, находящихся в условиях хронического комбинированного радиационного воздействия, установившееся экологическое равновесие в микробиоценозе кишечника весьма чувствительно к изменению уровня радиации. Усиление степени радиационного воздействия сдвигает равновесие в сторону дисбиотических изменений, присущих лучевым поражениям. Сдвиг имеет ассоциативный характер. Полученные результаты расширяют представление о дисбиотических эффектах радиационных факторов зоны ЧАЭС: указывают на высокую чувствительность к комбинированному облучению равновесия между макроорганизмом и населяющими его микроорганизмами и снижают порог возникновения неблагоприятных эффектов в сторону низких доз радиации.

1. Голубева И. В., Килессо В. А., Киселева Б. С. и др. Энтеробактерии. — М.: Медицина, 1985. — 320 с.
2. Зайцева Л. Г., Васильева Л. И., Горская Е. М. Функциональная активность макрофагов при экспериментальных дисбактериозах кишечника крыс // ЖМЭИ. — 1991. — № 8. — С. 68 — 71.
3. Знаменский В. А., Дегтяр Н. В., Абу Эль Хава М. Е. М. Микробиологическая диагностика заболеваний, вызываемых псевдомонадами и другими неферментирующими грамотрицательными бактериями // Лекция ЦОЛИ УВ. — 1985. — 29 с.
4. Знаменский В. А., Дегтяр Н. В., Кузьминский С. Н. и др. Микробиологическая диагностика дисбактериозов // Методические рекомендации. — Киев: Изд. МЗ Украины, 1986. — 27 с.
5. Клемпарская Н. Н., Шальнова Г. А. Аутофлора как индикатор радиационного поражения организма. — М.: Медицина, 1966. — 207 с.
6. Красноголовец В. Н. Дисбактериоз кишечника. — М.: Медицина, — 1989. — 206 с.
7. Краткий определитель бактерий Берги. — М.: Мир, 1980. — 495 с.
8. Кудряшов Ю. Б., Беренфельд Б. С. Основы радиационной биофизики. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1982. — 304 с.
9. Леоненко И. В. Иммуномикробиологический статус собак при облучении в летальной дозе // Радиобиология. — 1989. — 30, № 4. — С. 537.
10. Мальцев В. Н., Пинегин Б. В. Аутофлора кишечника как индикатор тяжести лучевого поражения // ЖМЭИ. — 1978. — № 12. — С. 10 — 14.
11. Панчишина М. В., Олейник С. Ф. Дисбактериоз кишечника. — К.: Здоров'я, 1983. — 117 с.
12. Перетц Л. Г. Значение нормальной микрофлоры для организма человека. — М.: Медгиз, 1955. — 436 с.
13. Петровская В. Г., Марко О. П. Микрофлора человека в норме и патологии. — М.: Медицина, 1976. — 281 с.
14. Применение бактериальных биологических препаратов в практике лечения больных кишечными инфекциями. Диагностика и лечение дисбактериоза кишечника / Под ред. Д. П. Никитина // Методические рекомендации. — М.: Изд. МЗ СССР. — 1986. — 23 с.
15. Пинегин Б. В., Коршунов В. М., Иконникова Т. Б. и др. Количественная и качественная характеристика представителей семейства энтеробактерий при постлучевом дисбактериозе кишечника // Журн. микробиол. — 1980. — № 8. — С. 46 — 50.
16. Пинегин Б. В., Мальцев В. Н., Коршунов В. М. Дисбактериозы кишечника. — М.: Медицина, 1984. — 144 с.
17. Шальнова Г. А., Коршунов В. М., Улянова А. М. и др. Постлучевые дисбиозы и их коррекция с помощью иммуноглобулина // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда (Москва, 21 — 27 авг. 1989 г.). — Пушкино, 1989. — 5. — С. 1108.

*В. І. ХОЛОША, Є. В. СОБОТОВИЧ*

### **КОНЦЕПЦІЯ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ**

Подано розроблені колективом авторів під керівництвом НАН України основні положення концепції управління Зоною відчуження ЧАЕС та напрямків діяльності в ній. Особливістю концепції є поділ Зони відчуження на промислову частину, де здійснюються роботи, спрямовані на ліквідацію наслідків аварії (в основному це територія промайданчика ЧАЕС, місця проживання ліквідаторів та розміщення інфраструктури, яка забезпечує діяльність в зоні) та території особливого режиму — заповідники, заказники та охоронні території.

Текст основних положень концепції погоджено з органами, які здійснюють нагляд, та зацікавленими відомствами.

*V. I. KHOLOSHA, E. V. SOLODOVICH*

### **CONCEPTION OF THE CHERNOBYL EXCLUSION AREA ON THE TERRITORY OF UKRAINE**

The conception project of ChNPP exclusion area management and direction activities in it elaborated by the authors' study under the uadershop of NASU is proposed. The conception project peculativity is area separation into industrial part where put into effect the activities to eliminale the acciudent consequences in the ChNPP industrial site territory, places where liquidators house and structure displacement which quarantee activity in the zone (and territories of peculiar state — protected and buffer ones. The conception project is coordinated with the bodies carrieng out control and interested departments.

*М. М. СОРОКІН, В. Н. ВАСИЛЬЧЕНКО*

### **ЕКСПЛУАТАЦІЯ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС В ОСОБЛИВИХ УМОВАХ (у 1987 р.)**

Розглянуто особливості експлуатації Чорнобильської АЕС 1987 р. з погляду забезпечення радіаційної безпеки. Проведено аналіз набутого досвіду експлуатації атомної станції за вахтовим методом, показано позитивний і негативний вплив на безпеку АЕС вахтового методу роботи персоналу.

*N. M. SOROKIN, V. N. VASILCHENKO*

### **OPERATION OF CHERNOBYL NPP IN PARTICULAR CONDITIONS (IN 1987)**

This article deals with the particularities of Chernobyl NPP operation in 1987 from the safety ensuring point of view. The acquired experience of operating NPP by watch shifts method is reviewed, its positive and negative effect on NPP's safety is revealed.

*Г. С. МЕШАЛКІН, М. П. АРХІПОВ*

### **ПРОБЛЕМИ РЕАБІЛІТАЦІЇ ТЕРИТОРІЇ В ЗОНІ АВАРІЇ НА ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ АЕС**

Розглянуто механізм формування зон паливних, паливно-конденсаційних та конденсаційних випадін з розрізненням радіонуклідним складом, з різною фізико-хімічною рухливістю і біологічною доступністю РН в складі радіоактивного забруднення. Подано коротку характеристику робіт, спрямованих на реабілітацію промайданчика ЧАЕС та прилеглої до нього території. Обговорено можливі практичні заходи щодо реабілітації сільськогосподарських та лісних угідь Зони відчуження на площі більш як 200 тис. га. Особливо виділена важливість спеціальної ґрунтової обробки, яка забезпечує ефективне зниження потужності експозиційної дози (за порядком величини) та суттєве зниження розмірів переходу РН в сільськогосподарську продукцію.

*G. S. MESHALKYN, M. P. ARKHIPOV*

### **THE PROBLEMS OF TERRITORY REHABILITATION IN THE AREA OF ChNPP ACCIDENT**

The mechanizm is considered by which the forming of fuel, fuel-condensate and condensate fall-out rones (having different radionuclides contents, different physic-chemical mobility and biological accessibility of radionuclides that constitute a part of radioactive contamination) proceeds. The works aimed at rehabilitation of the ChNPP area and adjacent territories are briefly characterised. Possible practical measures on rehabilitating the agricultural and forest tracts of the exclusive zone their total area being of more than 200, 000 ha, are at issue. Emphasis is put on importance of special soil treatment that ensures efficient reduction of exposure dose rate (by an order of magnitude) and considerable diminution of radionuclide transfer to agriculture products.

*В. Д. ВОХМЕКОВ, Г. П. МАРАЛІНА,  
Л. В. ВОЛКОВА, Є. Г. ГАНЖА*

**СТАН ЗАХВОРЮВАННЯ ПРАЦЮЮЧИХ  
В ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ  
ЗА ПЕРІОД 1986 — 1992 РР.**

Проаналізовано статистику захворювання персоналу, який працює в Зоні відчуження ЧАЕС. Аналіз проведено на підставі бази даних на 12,5 тис. чоловік за період 1986 — 1992 рр.

*V. D. VOKHMEKOV, G. P. MARALINA,  
L. V. VOLKOVA, Ye. G. GANZHA*

**INCIDENCE OF DISEASES  
WITHIN THE PERSONNEL  
OF THE EXCLUSION ZONE**

The staff sick rate working in the ChNPP exclusion area is analysed on the strength of data base of 12,5 thousands of people for the period of 1986 — 1992 years were conducted analyses.

*A. K. СУХОРУЧКІН, В. І. МАРЧЕНКО*

**ВІДНОСНА РАДІАЦІЙНО-ГІГІЄНИЧНА ВАРТІСТЬ  
АМЕРИЦІЯ-241 ТА ІНШИХ РАДІОНУКЛІДІВ  
ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ВИКИДУ**

На підставі діючих норм радіаційної безпеки досліджена динаміка вартості окремих РН чорнобильського викиду. Незважаючи на нагромадження америція-241, сумарний радіаційний вплив суміші нуклідів не збільшується. Наведено оцінки інтегрального збитку від довгоживучих РН за час їхнього існування.

*A. K. SUKHORUCHKIN, V. I. MARCHENKO*

**RELATIVE RADIATION & HYGENIC SIGNIFICANCE  
OF AM-241 AND OTHER RADIONUCLIDES  
OF CHERNOBYL RELEASE**

The dynamics of significance of certain nuclides of Chernobyl release has been studied on the basis of the radiation safety standards in force. In spite of accumulation of Am-241, the summary radiation impact of nuclides mixture is not increasing. The estimates of integral damage due to long-life nuclides have been presented.

*Г. І. КОРЧАК, Л. В. ГРИГОР'ЄВА,  
Т. В. БЕЙ, Л. Ф. ЄРУСАЛИМСЬКА*

**ОЦІНКА МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ  
ГРУНТУ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС**

Формування в Україні після аварії на ЧАЕС антропогенної радіонуклідної аномалії позначилось на кількісних та якісних змінах мікробіоценозів ґрунту. З підвищенням радіоактивності ґрунту більше 1000 Бк/кг по цезію-137 спостерігали суттєве збільшення кількості проб ґрунту з максимальним (більше 1 млн в 1 г ґрунту) обсіменінням ауто- та алохтонної мікрофлори, що свідчить про стимуляцію екосистеми, виявлення гіперкомпенсаторних та депонуючих процесів. В 1992 р. відзначено вірогідне зниження в ґрунті Зони відчуження спорових форм і збіднення кількості фізіологічних груп мікроорганізмів. В 1993 р. аналогічних змін не встановлено, що можна розцінювати позитивно, як відновлення співвідношень в мікробіоценозах ґрунту.

*G. I. KORCHAK, L. V. GRIGORYEVA,  
T. V. BEI, L. F. YERUSALIMSKAYA*

**ESTIMATION OF THE CHAES  
ALIENATION ZONE SOIL  
MICROBIOLOGICAL INDICES**

Forming in Ukraine as a consequence of the ChAES Accident the radionuclide anomaly has been reflected in soil microbiocenosis qualitative and quantitative changes. Soil radioactivity increase exceeding 1000 Bg/kg in cesium-137 has been observed to have an essentially increased quantity of samples with the maximal (more than 1 mln per 1 g of soil) seeding of autochthonic and allochthonic microflora, being an evidence of the ecosystem stimulation, some hypercompensatory and depositing processes appearing as well. In 1992 a reliable decrease of the alienation zone soil spore forms ( $t = -4,0$ ) as well as impoverishment of microorganism physiologic groups number ( $t = -7,0$ ) were noticed. In 1993 there were no analogic changes observed; this fact should be assessed as a positive one — as an relationships rehabilitation in soil microbiocenoses.



**В. Я. АКИМЕНКО, Н. М. ЯНКО, П. В. СЕМАШКО, А. В. ЯРИГІН**

**ДО ПРОБЛЕМИ ОПТИМІЗАЦІЇ  
УМОВ ПРОЖИВАННЯ ПРАЦЮЮЧИХ ЗА ВАХТОВИМ МЕТОДОМ  
В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС**

Викладено результати гігієнічного вивчення умов проживання працюючих за вахтовим методом в Чорнобильській зоні відчуження. Дано оцінку пріоритетним параметрам житлового середовища: мікроклімат, обмін повітря, умови заселення гуртожитків, акустичне забруднення. Визначено рівні аерозольного забруднення житлового середовища, зумовлені різноманітними видами побутової діяльності. Вивчено електростатичні повітроочисники як засіб боротьби з радіоактивним дрібнодисперсним аерозолем. Обґрунтовано завдання наступного дослідження з метою оптимізації житлового середовища працюючих за вахтовим методом в зоні відчуження.

**V. Ya. AKIMENKO, N. M. YANKO,  
P. V. SEMASHKO, A. V. YARIGIN**

**TOWARDS THE PROBLEM CHAES  
ALIENATION ZONE RESIDING  
CONDITIONS FOR WATCH-SHIFT PERSONAL**

The article deals with some results of hygienic study concerning watch-shift workers residing condition in the ChAES 30-km zone. The evaluation is given for residing environment propiative parameters, air ventilation, hostels inhabiting conditions, the acoustic regime. Some indoor environment aerosol pollution levels different kind domestic activity a revealed. Electrostatic air cleaning installatings as devices of radioactive smaaldispers aerosol control a studied. Some tasks of further reserach are substantiated in order of watch-shift workers risiding environment optimization in the alienation zone.

**Є. В. СОБОТОВИЧ, В. В. ДОЛІН**

**МЕХАНІЗМ НАКОПИЧЕННЯ МІГРАЦІЙНИХ ФОРМ  $^{137}\text{Cs}$  І  $^{90}\text{Sr}$   
В ҐРУНТАХ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ЧАЕС**

У процесі чотирьохрічного експерименту вивчено часову залежність водного вищолочування РН з ґрунтів. Ця залежність описується рівнянням кінетики першого порядку. Розраховано коефіцієнти накопичення міграційних форм продуктів поділу в ґрунтах, забруднених паливними частинками. За розрахованими результатами складено прогноз «вивільнення» РН з частинок і накопичення їх у ґрунтах. У відповідності з уявленням про внутрішньодифузійну кінетику вищолочування оцінені коефіцієнти дифузії  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в паливних частинках розміром 2 мкм. Лімітованою стадією міграції продуктів поділу є надходження їх з частинок у ґрунтовий поглинаючий комплекс.

**E. V. SOBOTOVICH, V. V. DOLIN**

**MECHANISM OF ACCUMULATION  
OF MIGRATION FORMS OF  $^{137}\text{Cs}$  AND  $^{90}\text{Sr}$   
IN THE SOILS OF THE NEAR-ZONE OF CHERNOBYL NES**

Temporal dependence of water leaching of radionuclides from the soils was investigated in the four-year experiment. This dependence is described by a simple kinetic equation. Accumulation coefficients of fission products' migration forms in the soils contaminated by fuel particles were calculated. Prognosis of radionuclides' release from the particles and their accumulation in the soils were compiled according to the calculated data. Diffusion coefficients of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were estimated for the particles with the size of 2 mcm according to the conception of intradiffusion kinetics of leaching. Radionuclides' release from the particles into the soil absorbing complex is the limitative stage of fission products migration.

**Т. Н. ПЕЧЕНОВА, Т. Т. ВОЛОДИНА, В. І. РЯСЕНКО,  
А. К. ШІМАНОВСЬКА, Л. Б. БОНДАРЕНКО, М. Ф. ГУЛИЙ**

**ВПЛИВ МАЛИХ ДОЗ РАДІАЦІЇ  
НА СПОЛУЧНО-ТКАНИННИЙ МАТРИКС  
ТА ПУЛ ВІЛЬНИХ АМІНОКИСЛОТ РІЗНИХ ОРГАНІВ**

На аналізаторі ААА-881 досліджували пул вільних амінокислот сироватки крові, печінки та селезінки, а також амінокислотний склад колагену шкіри та кісток експериментальних норок, які утримуються в зоні відчуження аварійного енергоблока ЧАЕС. Встановлено зміни досліджуваних характеристик у порівнянні з нормою. Тканини різної специфічності відрізняються кількісним набором різних амінокислот при незмінному їх вмісті в загальному пулі. Встановлена паралельність змін в колагені кісток та шкіри при хронічному впливі іонізуючого опромінення малої потужності.

*T. N. PECHENOVA, T. T. VOLODINA, V. I. RYASENCO,  
A. K. SHIMANOVSKAYA, L. B. BONDARENKO, M. F. GULY*

**INFLUENCE OF SMALL DOSES OF IRRADIATION  
ON CONNECTIVE-TISSUE MATRIX  
AND  
DIFFERENT ORGANS POOLS OF FREE AMINO ACIDS**

With amino acid analysator were investigated liver, spleen and serum pools of free amino acids and amino acid composition of bone and skin collagen from minks, maintained in 3-km zone of Chernobyl nuclear power station. Great changes of all investigated parameters in comparison with norm were shown. Parallel changes in skin and bone collagens with chronic small doses x-ray irradiation were shown. Under the influence of irradiation bone collagen structures covalently cross-linked with non-collagenous components (possibly glycosaminoglycans and glycoproteins).

*H. B. РОДІОНОВА, П. М. МАЖУГА,  
О. І. ДОМАШЕВСЬКА, Б. О. ГОРСЬКИЙ*

**ЗМІНИ В СТРУКТУРІ КІСТКОВОГО СКЕЛЕТА  
У ЗВ'ЯЗКУ З ІНКОРПОРАЦІЄЮ РАДІОНУКЛІДІВ**

За допомогою методів гістології, електронної мікроскопії та радіохімії вивчали стан кісткового скелету у тварин (мишовидні гризуни, норки), які мешкають у Зоні відчуження ЧАЕС. Визначено вміст  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  в кістках протягом 1989 — 1993 рр. Виявлено зміни в гістоструктурі окістя, ендосту та компакти трубчастих кісток, а також в метаепіфізарній пластинці росту. Обговорюються біологічні механізми виявлених змін.

*N. V. RODIONOVA, P. M. MAZHUGA,  
E. I. DOMASHEVSKAYA, B. A. GORSKY*

**ALTERATIONS OF BONE SKELETON STRUCTURE  
IN CONNECTION WITH STRONTIUM-90 INCORPORATION**

By using the methods of histology, electron microscopy and radiochemistry studied the bone skeleton state of animals (mouse like rodents and minks) which live in the 30 km zone of the ChNPP. It was defined contents of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  in the bones during 1989 — 1993 years. There were described changes in histostructure of the periosteal endosteal and bone compact of the tubular bones and also in metaepiphyseal growth plate. The mechanisms of the revealed alterations are discussed.

*B. І. ЧЕРНЮК, М. Я. БОЛСУНОВА,  
О. М. ТКАЧЕНКО, В. П. РЯБЦЕВА, Г. В. МЕЩЕРЯКОВ*

**УМОВИ ПРАЦІ ТА ДИНАМІКА ПРАЦЕЗДАТНОСТІ  
У ОПЕРАТОРІВ ТЯЖКИХ БУДІВЕЛЬНО-ШЛЯХОВИХ  
МАШИН У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС**

Наведено дані про умови праці та стану працездатності однієї з груп ліквідаторів-операторів тяжких будівельних машин (бульдозерів, екскаваторів, автокранів, вантажників, зайнятих похованням радіоактивних відходів).

*V. I. CHERNYUK, M. Y. BOLSUNOVA,  
O. M. TKACHENKO, V. P. RYABTSEVA, G. V. MESHCHERYAKOV*

**WORK CONDITIONS AND DYNAMICS  
OF WORK CAPACITY  
IN OPERATORS OF HEAVY ROAD-BUILDING MACHINES  
ENGAGED IN ChNPP 30 KM ZONE**

The data on the work conditions and state of operator-liquidators capacity of heavy road-building machines (bulldozers, excavators, autocranes loaders) engaged in burial of radioactive wastes products are presented.

*H. B. БОНДАР, В. Ф. БЕЗРУКОВ,  
П. С. ВОВК, Е. Р. СТЕПАНСЬКА, С. М. ХРАПУНОВ*

**ДЕЯКІ ОСОБЛИВОСТІ СТРУКТУРИ  
ХРОМАТИНУ ПЕЧІНКИ І СІМ'ЯНИКІВ  
КАНАЛЬНОГО СОМА  
(ISTALURUS PUNCTATUS) ІЗ СТАВА-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС**

Вивчено електрофоретичні спектри ядерних білків, а також фрагментів ДНК, що створюються внаслідок активації ядерних нуклеаз клітин печінки і сім'яників каналних сомів із охолоджувача ЧАЕС. Виявлено тканеві відмінності у фракційному складі гістона H1 і негістонових білків хроматину печінки і сім'яників. Ядерні нуклеази також тканиноспецифічні і мають різну активність.

*N. U. BONDAR, V. F. BEZRUKOV,  
P. S. VOVK, E. R. STEPANSKA, S. N. KHRAPUNOV*

**SOME PECULIARITIES OF LIVER  
AND TESTIS CHROMATIN STRUCTURE  
OF CHANNEL FISH (ICTALURUS PUNCTATUS)  
FROM ChNPP COOLING RESERVOIR**

Electrophoretic spectra of nuclear proteins, as well as of DNA fragments, forming as a result of activation of liver/testis cell nuclear nucleases of channel fishes from ChNPP cooling reservoir, have been investigated. Differences were found between histone H1 and nonhistone fractions of liver/testis chromatin protein tissues. Nuclear nucleases are also tissue-specific and have different activity.

*C. I. РИБАЛКО, Є. П. СКОРОБОГАТЬКО, В. В. ДОЛІН*

**ВПЛИВ УМОВ ЕКСПЕРИМЕНТУ  
НА СТУПІНЬ ВОДНОГО ВИЩОЛОЧУВАННЯ РАДІОНУКЛІДІВ  
З ҐРУНТІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

Описано метод виділення розчинних у воді форм РН за статичними, динамічними і екстремальними умовами. Кількість РН, які переходять у водну витяжку, зростає залежно від умов експерименту. Кількість РН, які вищолочуються з ґрунтів у статичних і динамічних умовах, зростає у ряду:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . При вищолочуванні паро-водяною сумішшю в апараті Сокслета в цьому ряду спостерігається інверсія:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . У процесі вищолочування спостерігається фракціонування ізотопів  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , що зумовлено різницею в топографії і формах знаходження продуктів поділу в матриці. Доступність  $^{134}\text{Cs}$  для включення в біогеохімічні ланцюги більша, ніж  $^{137}\text{Cs}$ .

*S. I. RIBALKO, J. P. SKOROBOGATKO, V. V. DOLIN*

**INFLUENCE OF EXPERIMENTAL CONDITIONS  
ON WATER LEACHING DEGREE OF RADIONUCLIDES  
IN THE SOILS OF THE EXCLUSION ZONE**

The method of the radionuclides leaching in static, dynamic and extremal experimental conditions of lixiviation was devised and described. Quantity of soluble radionuclide forms are increased in a number of experimental conditions: static, extremal, dynamic. Quantity of radionuclides leached in static and dynamic conditions is increased in the row:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . Inversion in this row is observed when water-steam leached in Sokslet apparatus:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ . Variety in topography and radionuclide forms of being in the matrix resulted in isotopes  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  fractionation observed during leaching processes.  $^{134}\text{Cs}$  accessibility to be included into biogeochemical chains is higher than that of  $^{137}\text{Cs}$ .

*C. П. ДЖЕПО, Д. О. БУГАЙ, В. В. ГУДЗЕНКО,  
О. С. СКАЛЬСКИЙ, О. О. ВАРЗАЦКИЙ*

**ДО ПИТАННЯ ПРО МЕТОДИКУ РАДІОЛОГІЧНОГО ОПРОБУВАННЯ  
ПІДЗЕМНИХ ВОД В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС**

На основі експериментальних досліджень і натурних спостережень міграції РН в ґрунтових водах на ділянці скважини К-9 пікета № 10 става-охолоджувача ЧАЕС проаналізовано фактори, що впливають на результати визначення активності стронцію-90 в пробах води. Дано рекомендації щодо вдосконалення методики пробовідбору зі скважин, що спостерігаються в системі радіоїдрогеологічного моніторинга Зони відчуження.

*S. P. DGEPO, D. A. BUGAI, V. V. GOUDZENKO,  
A. S. SKALSKY, O. A. VARZATSKI*

**ON THE QUESTION OF THE METHODOL OGY  
OF GROUND-WATER SAMPLING  
FOR RADIONUCLIDE ANALYSIS  
IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE**

The factors influencing results of strontium-90 determination in ground-water samples are investigated on the basis of the experimental field studies of radionuclide migration carried out at the dam of the cooling pond of the Chernobyl Nuclear Power Plant in the vicinity of K-9 well. The recommendations are given on improvement of the methodology of ground-water sampling from wells which are used for observations in the system of ground-water monitoring of the Chernobyl exclusion zone.

*В. В. ГУДЗЕНКО, С. П. ДЖЕПО,  
Д. О. БУГАЙ, О. С. СКАЛЬСЬКИЙ*

#### **ДО ВИЗНАЧЕННЯ КОЕФІЦІЄНТІВ РОЗПОДІЛЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В СИСТЕМІ ВОДА — СКЕЛЕТ ПОРОДИ**

Розглянуто та порівняно можливості різних методів визначення коефіцієнтів розподілення РН в системі вода — скелет водовміщуючої породи. Приведені результати попередніх оцінок  $K_d$  стронцію-90 у піщаних ґрунтах ближньої зони ЧАЕС на підставі вимірів їх концентрацій у зразках ґрунтів та ґрунтових вод, що відбирались за допомогою спеціального обладнання на глибині більш як 1,0 м від розкритого при проходці виробки рівня води.

*V. V. GOUDZENKO, S. P. DGEPO,  
D. A. BUGAI, A. S. SKALSKY*

#### **ON THE DETERMINATION OF THE RADIONUCLIDES DISTRIBUTION COEFFICIENT IN THE SYSTEM WATER — SOIL MATRIX**

Different methods for determining distribution coefficient of fission products in the system «porous solution — soil matrix» are reviewed and analyzed. A methodology for the «in-situ»  $K_d$  determination is proposed, which is based on the separate measurement of the activity of the soil and ground-water samples activity. Preliminary estimates of strontium-90  $K_d$ -s for sandy soils of the Chernobyl exclusion zone are presented.

*О. С. СКАЛЬСЬКИЙ, С. П. ДЖЕПО, Д. О. БУГАЙ*

#### **РАДІОГІДРОХІМІЧНЕ ОБСТЕЖЕННЯ СВЕРДЛОВИН ПРИП'ЯТСЬКОГО ВОДОЗАБОРУ**

Подано результати гіdroхімічного обстеження працюючих свердловин Прип'ятського водозабору, проведеного для визначення можливого джерела забруднення радіонуклідами напірного водоносного горизонту. Рекомендовано оптимальний регламент моніторингу за підземними водами. Запропоновано необхідні гіdroгеологічні дослідження для проведення вірогідного прогнозу забруднення напірного водоносного горизонту.

*A. S. SKALSKY, S. P. DGEPO, D. A. BUGAI*

#### **RADIOLOGICAL AND HYDRO-CHEMICAL SURVEY OF WELLS OF THE PRIPYAT WATER SUPPLY SYSTEM**

Results of hydro-chemical survey of water wells of the Pripjat town water supply system are presented, investigations beeing carried out to identify a possible source of contamination of confined aquifer by radionuclides. Optimal scheme of ground-water monitoring at the water supply site is recommended. Hydrogeological investigations are proposed, which are necessary to obtain reliable data on contaminants migration to confined aquifer.

*М. І. ПРОСКУРА, В. В. ДОЛІН*

#### **ТРАНСФОРМАЦІЯ ФОРМ ЗНАХОДЖЕННЯ ПРОДУКТІВ ПОДІЛУ В РІЧКОВІЙ ВОДІ АКВАТОРІЇ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В 1986 — 1991 РР.**

Розроблено і описано метод розділення міграційних форм продуктів поділу в річковій воді. В гірлах річок і воді водосховища відзначено зростання кількості розчинної органічної речовини, зменшення вмісту розчинних неорганічних речовин і розчинного кисню при незмінній кількості суспендованих форм. Відповідно змінюється кількість радіонуклідів у складі виділених форм. Загальна кількість  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в річковій воді в 1991 р. не змінилася. Спостерігається трансформація форм знаходження продуктів поділу у порівнянні з раніше отриманими результатами. Біля 50 %  $^{137}\text{Cs}$  і біля 99 %  $^{90}\text{Sr}$  перебувають в умовно розчинному стані. Співвідношення РН у складі фільтратів і суспендованих форм зазнає сезонних змін.

*N. I. PROSKURA, V. V. DOLIN*

#### **TRANSFORMATION OF MIGRATION FORMS OF FISSION PRODUCTS IN RIVER WATER OF AREA OF KYIV RESERVOIR IN 1986 — 1993**

The method of fission products migration forms division in river water have been devised and described. The quantity of soluble organic matter is found to be increased, the quantity of soluble inorganic matter and soluble oxygen is found to be decreased, when the quantity of suspended forms is invariable in the river offings and the reservoir water. Accordingly the quantities of radionuclides migration forms were changed. The total quantity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the river water in 1991 was invariable. Transformation of migration forms of fission products was observed when compared with earlier obtained data. About 50 % of  $^{137}\text{Cs}$  and 99 % of  $^{90}\text{Sr}$  were found in conditionally soluble forms. Radionuclides correlations of soluble and suspended forms have been subordinated to season changes.

*Є. П. СКОРОБОГАТЬКО, С. І. РИБАЛКО,  
С. Ю. ПОНОМАРЬОВ, О. Г. ЧУДАЙКІН*

#### **РАДІОНУКЛІДНИЙ СКЛАД ПАЛИВНИХ ВИПАДІНЬ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ЧАЕС**

Здобуто результати альфа-метричного і гамма-спектрометричного вивчення радіонуклідного складу частинок відпрацьованого ядерного палива в ближній зоні ЧАЕС. Показано, що розподіли радіонуклідних співвідношень для показної вибірки частинок з локального ландшафтного об'єкту відзначаються значною дисперсією і корелюють з їх морфологічними особливостями. Методологія оцінки і прогнозу потенційної небезпеки диспергованих паливних випадінь, що довгочасно депонують основні кількості сколкових РН і трансуранових елементів в ближній зоні ЧАЕС, має ґрунтуватись на вивченні динаміки змін розподілів співвідношень активностей основних дозоутворюючих РН для достатньо показних вибірок паливних частинок.

*Е. П. SKOROBOGATKO, S. I. RYBALKO,  
S. J. PONOMARYOV, O. G. CHUDAYKIN*

#### **RADIONUCLIDE CONTENTS OF FUEL FALLOUTS IN THE VICINITY OF ChNPP**

We've obtained the results of alpha-metric and gamma-spectrometric radiation of radionuclide particles' contents of used nuclear fuel in the vicinity of Ch. NPP. It is shown that distributions of radionuclide correlation for representative particles selection from local landscape object is characterized by considerable dispersion and correlate with their morphological peculiarities.

Methodology of appreciation and prognosis of potential danger of dispersed fuel fallouts, long-term depositing main quantities of splinter radionuclides and transuranium elements in the vicinity of Ch. NPP must be based on studying of measurement dynamics of distribution correlation of main activities of dose-creative radionuclides for considerably representative fuel particles selection.

*С. І. РИБАЛКО, Е. А. РИБАКОВА*

#### **ГАРЯЧІ ЧАСТИНКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ВИКИДУ**

Величезна кількість частинок твердофазних радіоактивних випадінь, що утворились під час аварії на ЧАЕС, потребує вивчення усіх факторів їхнього впливу на різні, перш за все біологічні, об'єкти. Наведено результати вивчення складу і морфології гарячих частинок. Подано їхні класифікації за морфологічними та речовинно-генетичними ознаками.

*S. I. RYBALKO, E. A. RYBAKOVA*

#### **HOT PARTICLES FROM CHERNOBYL EJECTION**

A great quantity of solid-phase radioactive fall — out particles, appeared during the ChNEPS accident, requires studying all factors of their influence on different (first of all, biological) objects. The results of study of the composition and morphology of hot particles are presented in the paper, as well as their classifications on morphological and material/genetic indications.

*І. Є. КУЗЬМІНА*

#### **ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДИСПЕРСНОГО СКЛАДУ АЕРОЗОЛІВ ОБ'ЄКТУ «УКРИТТЯ»**

Для моделювання поведінки аерозолів об'єкту «Укриття» необхідна інформація про його дисперсний склад. За допомогою методів альфа-, гамма-спектрометрії, радіохімії, рентгеноструктурного аналізу, оптичної мікроскопії, а також методики, що дозволяє розділяти аерозольні частинки за розмірами, одержано розподіл радіоактивності аспіраційного і осадженого аерозоля з об'єкту «Укриття» в залежності від його дисперсності, досліджено радіонуклідний і фазовий склади аерозольних фракцій, проведено оцінку густини аерозольних частинок, розраховано величини коефіцієнтів фракціонування РН стосовно до «усередненого» ядерного палива об'єкту «Укриття».

*I. E. KUZMINA*

#### **THE «SHELTER» ENCASEMENT AEROSOL DISPERSIVE CONTENT EXPERIMENTAL STUDIES**

For the purpose of modelling of the «Shelter» encasement aerosol behavior modelling the information about its dispersive content should be known. Using methods of alpha-, gamma-spectroscopy, x-ray analysis, radiochemistry, optical microscopy and fractionation of aerosol particles the distribution of sedimentational and aspirational aerosols radioactivity depending on dispersity is obtained. Radionuclide and phase content of aerosol particles fractions is determined, their density evaluated, the fractionation coefficients of radioactive nuclides relatively to «everaged» nuclear fuel from the «Shelter» encasement are calculated.

*С. В. КАЗАКОВ, П. С. ВОВК, Л. П. ФІЛЬЧАГОВ*

**РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН  
СТАВА-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС**

Метою досліджень було визначення радіонуклідного складу забруднень става-охолоджувача ЧАЕС, динаміки вмісту головних РН у воді, донних відкладах та гідробіонтах, а також рівня впливу радіаційного фактора на статеву систему і ранній онтогенез у риби. Збір і обробка відповідних матеріалів здійснювались загальноприйнятими методами. Показані рівень забруднення става-охолоджувача радіоактивними речовинами після аварії на ЧАЕС і в подальші роки, динаміка вмісту РН в органах і тканинах риб різних трофічних рівнів, а також вплив хронічного опромінення риб на їх відтворювальну систему (на прикладі білого товстолобика).

*C. V. KAZAKOV, P. S. VOVK, L. P. FILCHAGOV*

**THE RADIOECOLOGICAL SITUATION  
IN THE COOLING POND OF THE CHERNOBYL  
NUCLEAR POWER STATION**

The main objectives of the research have been to analyze the nuclide composition of pollution in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power station, to trace out the dynamical changes in the content of major nuclides in water, bottom sediment and hydrobionts, and to evaluate the impact of radiation on the reproductive system and early ontogeny in fish. The data were collected and processed by standard techniques. The following results are displayed: the radioactive pollution levels detected in the cooling pond soon after the Chernobyl catastrophe and in subsequent years, the dynamical changes in the content of some nuclides in organs and tissues of fish from different trophic levels, and the effect of permanent irradiation upon the reproductive system in fish (with *Hypophthalmichthys molitrix* serving as an illustration).

*І. В. ЧОРНА, С. В. ДЕМІДОВ,  
В. І. РЯСЕНКО, Б. М. ТХОРЖЕВСЬКИЙ, С. М. ХРАПУНОВ*

**ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА ПРОЛІФЕРАТИВНУ  
АКТИВНІСТЬ СЕЛЕЗІНКИ НОРОК  
В УМОВАХ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЮВАННЯ**

Приведено результати власних досліджень щодо впливу тимогену на імунореактивність організму під дією хронічного опромінювання.

*I. V. CHERNAYA, S. V. DEMIDOV, V. I. RYASENKOV,  
V. N. TKHORZHEVSKY, S. N. KHRAPUNOV*

**INFLUENCE OF THMOGENE ON THE PROLIFERATION ACTIVITY  
OF THE SPLEEN OF MINKS  
UNDER THE CONDITIONS OF CHRONIC IRRADIATION**

The results of authors' own investigations of thymogene influence on lymphoid cell immunoreactivity under influence of chronic irradiation are cited in the article.

*Н. В. РОДІОНОВА, П. М. МАЖУГА, О. І. ДОМАШЕВСЬКА,  
Б. О. ГОРСЬКИЙ, Г. Б. НАКОРЕНОК*

**ЗМІНИ В ГІСТОСТРУКТУРІ  
КІСТКОВОГО СКЕЛЕТА У АМФІБІЙ,  
ЩО МЕШКАЮТЬ В ЗОНІ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС**

Із застосуванням методів гістології, растрової електронної мікроскопії і радіохімії досліджено стан кісткового скелета у земноводних (ставкова і озерна жаби), які були відловлені у ставу-охолоджувачу ЧАЕС та в с. Копачі. Представлено результати вимірювань вмісту  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  у кістках скелета амфібій, що відловлені в Зоні відчуження ЧАЕС та на незабруднених територіях (Святошин) за 1991 — 1993 рр. Вивчена гістоструктура трубчастих кісток. Головну увагу приділено стану клітин та кісткового матриксу у метафізах, а також компакти у діафізі. Виявлені деякі особливості остеопластичного та резорбтивного процесів у кістках амфібій із Зони відчуження ЧАЕС.

*N. V. RODIONOVA, P. M. MAZHUGA, E. I. DOMASHEVSKAYA,  
B. A. GORSKY, G. B. NAKORENOK*

**ALTERATIONS OF A BONY  
SKELETON HISTOSTRUCTURE  
IN AMPHIBIANS INHABITING THE CHERNOBYL AES ZONE**

By using the methods of histology and radiochemistry was investigated the bone skeleton State of amphibians (pond and lake toads) which were caught in the ChNPP cooling pond and in the village Kopachy. It was submitted the results of content measurements of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  in the bone skeleton of the amphibians which were captured in the ChNPP 30-km zone and in the non contaminated

territories (Sviyatoshin) during the period of 1991 — 1993 years. It was studied the hystostructure of the tubular bones Main emphasis was placed to the state of cells and bone matrix state in metafiz and also compacts in diaphys. Some particular features of osteoplastic and resorbition processes in the bones of amphibious in the ChNPP zone have been discovered.

*Є. Є. ЗАГОРУЙКО, Н. О. ПАНЧЕНКО,  
І. С. ФІЛІМОНОВ, А. І. ЯКИМЕНКО*

**ВПЛИВ КОМБІНОВАНОГО РАДІАЦІЙНОГО ВПЛИВУ  
В ЗОНІ ЧАЕС НА  
СТАН АУТОФЛОРИ ТОВСТОГО КИШЕЧНИКА ТВАРИН**

У натурних експериментах в аварійному приміщенні ЧАЕС та в ближній зоні її впливу вивчено стан мікробіоценозу товстого кишечника щурів і фуро, що зазнали впливу сталого комбінованого опромінення.

*E. E. ZAGORUIKO, N. O. PANCHENKO,  
I. S. FILIMONOV, A. I. JAKIMENKO*

**INTEGRATED IMPACT OF RADIATION  
IN THE ZONE OF ChNPP  
ON THE AUTOFLORA STATE OF THE ANIMALS' LARGE IN TESTINES**

The state of microbiocenozus of large intestines of rats and furae which were exposed to continuons integrated radiation has been studied in the field experiments emergency premises and in the adjacent zone of its impact.

**ПРАВИЛА ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ  
ДЛЯ АВТОРІВ ЗБІРНИКА  
«ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ»**

До збірника приймаються не опубліковані раніше і не призначені для одночасного опублікування в інших виданнях праці, присвячені проблемам радіоекології Чорнобильської Зони відчуження, поводження з радіоактивними відходами в Зоні, перетворення об'єкту «Укриття» в екологічно безпечну систему, експлуатації підприємств, розташованих в зоні, медико-біологічних аспектів та ін.

Обсяг статті не повинен перевищувати 24 стор. машинопису. Авторський рукопис (основний текст з таблицями, ілюстраціями, анотаціями на окремій сторінці) подається у редколегію у трьох примірниках разом з необхідною супровідною документацією (скерування установи, акт експертизи, рецензія внутрішня та зовнішня).

**ВИМОГИ ДО ТЕХНІЧНОГО ОФОРМЛЕННЯ РУКОПІСУ**

1. Текст рукопису має бути надрукований на друкарській машинці (принтері) на папері формату А4 через чорну стрічку доброї якості, або набраний на дискеті у редакторах ChiWriter або Word.

Абзацний відступ повинен дорівнювати п'яти знакам. У рядку повинно бути  $60 \pm 2$  знаки, на сторінці суцільного тексту —  $29 \pm 1$  рядки лише через два інтервали. Надрукований текст повинен мати такі поля: верхнє — 20 мм, правє — 10 мм, лівє і нижнє — не менше 20 мм.

Заголовки відділяються від тексту зверху і знизу трьома інтервалами.

2. Перед текстом статті має бути вказаний цифровий номер УДК (з лівого боку), ініціали і прізвища авторів, а потім назва статті. Після назви на окремій сторінці наводиться текст анотації (до 0,5 стор.) мовою оригіналу.

В кінці тексту на першій сторінці статті повинно бути надруковано: ініціали та прізвища авторів (наприклад Є. В. Соботович, В. В. Долін, 1994).

3. Після основного тексту статті на окремій сторінці без заголовку оформляється список літератури в порядку посилань. Праці, на які нема посилань у тексті статті, у список не включаються. Після списку літератури повинна йти розгорнута назва організації, де виконана робота, і підпис автора (авторів) статті. Сторінки кожної статті слід пронумерувати.

4. На окремій сторінці друкується анотація статті українською та англійською мовами. Анотація повинна включати ініціали та прізвища авторів, назву статті і короткий (до 0,5 стор.) текст, що відображає основний зміст статті.

5. Математичні, хімічні формули і символи повинні бути відруковані на принтері або чітко вписані від руки чорним чорнилом (пастою, тушшю); знаки, цифри, букви мають бути правильно розміщені відповідно до змісту формули. Між рядками формули і дробовими рисками зберігаються інтервали, що допускають вільну їх розмітку.

6. Формули у перших двох примірниках рукопису повинні бути розмічені згідно з такими вимогами:

латинські букви, що набираються курсивом, слід підкреслити хвилястою лінією фіолетовою (синьою) пастою;

однакові за написанням букви (Bb, Cc, Kk, Oo, Pp, Ss і т. ін.) треба помітити двома рисками: великі — знизу (C), малі — зверху (w);

букви, що набираються прямим шрифтом (тригонометричні функції, exp, log, lim і т. ін., цифра 0) підкреслити фіолетовою (синьою) пастою знаком  $\text{—}$ ;

букви, що набираються напівжирним шрифтом, мають бути підкреслені прямою жирною лінією чорною пастою;

показники степені, верхні індекси та інші порядкові знаки мають бути відзначені дужкою U, а порядкові знаки (нижні індекси) — дужкою П фіолетовою (синьою) пастою;

грецькі букви мають бути підкреслені червоним олівцем (пастою);

рукописні букви слід підкреслити жовтим олівцем;

готичні букви слід підкреслити синім олівцем, а на лівому полі сторінки звичайним олівцем написати ці букви і пояснити їх;

математичні символи слід пояснити звичайним олівцем по лівому полі сторінки.

Ілюстрації і таблиці додаються на окремих аркушах. Кожна таблиця повинна мати тематичний заголовок. Всі графі таблиць повинні мати назву, яка точно відповідає даним, наведеним в них. До кожної статті бажано додати не більш трьох ілюстрацій. Всі слова в таблиці слід писати без скорочень (крім розмірностей). Ілюстрації можуть бути виконані на білому папері або кальці тушшю або роздруковані на принтері через стрічку хорошої якості з позначенням і розміткою на кожному примірнику. На звороті кожної ілюстрації і таблиці треба вказати її порядковий номер, прізвища авторів і назву статті, а при необхідності — відмітити «верх», «низ», потрібний також підпис автора (авторів) на звороті. У тексті рукопису на полях простим олівцем проставити номери ілюстрацій чи таблиць проти тих місць, де вони повинні бути вставлені.



## ЗРАЗКИ ОФОРМЛЕННЯ БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ

1. Александровский Ю. А. Экологические катастрофы и психическое здоровье // Сов. медицина. — 1991. — № 12. — С. 7 — 10.
2. Булдаков Л. А., Гусев Д. И., Гусев Н. Г. и др. Радиационная безопасность в атомной энергетике // Под ред. А. И. Бурназяна. — М.: Атомиздат, 1981. — 120 с.
3. Клебанова В. А. Гигиеническая оценка загрязнения воздушной среды жилых и общественных зданий и придомовых территорий: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. — М., 1979. — 25 с.
4. Соботович Э. В., Ольховик Ю. А., Коромысленко Т. И., Соколик Г. А. Сравнительная характеристика миграционной способности радионуклидов в донных отложениях водоемов ближней зоны Чернобыльской АЭС // Докл. АН УССР. Сер. А. — 1990. — № 8. — С. 12 — 16.
5. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС: Краткий справочник. — М., 1990. — 21 с. (Препр. / АН СССР; ИАЭ-5208/3).
6. Суханова А. И. Морфологические различия растительноядных рыб на ранних периодах развития и поведение их эмбрионов и личинок // Новые исследования по экологии и разведение растительноядных рыб. — М.: Наука, 1968. — С. 194 — 200.
7. Руководство по биотехнике разведения и выращивания растительноядных рыб / Под ред. В. К. Виноградова. — М.: ВНИИПРХ, 1975. — 100 с.
8. Воронина Э. А., Шеханова И. А. Влияние инкорпорированного цезия-137 и стронция-90 на ооциты на стадии протоплазматического роста у тилляпии // Роль факторов внешней среды в онтогенезе: Тез. докл. на симп. (Москва, 30 окт. — 1 нояб. 1974 г.). — М., 1974. — С. 9 — 10.
9. Julius N. N., Simpson E., Herrenberg L. A. A rapid method for isolation of functional thymus derived murine lymphocytes // Eur. J. Immunol. — 1973. — № 13. — P. 645 — 646.

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ  
ВІД НАСЛІДКІВ АВАРІЇ  
НА ЧОРНОБІЛЬСЬКІЙ АЕС

АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

**ПРОБЛЕМИ  
ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ  
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

Науково-технічний збірник

Засновано у 1994 р.

Випуск 1

Київ, видавництво «Наукова думка»

(російською та українською мовами)

Художній редактор *А. В. Косяк*  
Технічний редактор *С. Г. Максимова*  
Оператори *М. А. Кравченко, Н. С. Борисова*  
Коректор *Л. М. Тищенко*  
Комп'ютерна верстка *Н. В. Бібік*

Підп. до друку 14. 12. 94. Формат 70х108/16. Папір офс. № 2. Гарн. Тип Таймс.  
Офс.друк. Ум.-друк. арк. 14,0. Ум. фарбо-відб. 14,53. Обл.-вид. арк. 15,90. Зам. **3172**

Видавництво «Наукова думка». 252601 Київ 4, вул. Терещенківська, 3.

Розмножено на виробничо-видавничому комбінаті "Патент"  
м. Ужгород, вул. Гагаріна, 101

