


КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ

На правах рукопису

УДК 539.163:614.7



КОМАРИКОВ ІГОР ЮРІЙОВИЧ

ДИНАМІКА І ПРОГНОЗ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ В
НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЩО
ЗАБРУДНЕНІ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

Спеціальність 11.00.11 - охорона навколишнього середовища,
раціональне використання природних
ресурсів.

АВТОРЕФЕРАТ

дисертації на здобуття наукового ступеня
кандидата технічних наук.

Київ - 1994

Дисертація є рукопис.

Робота виконана в відділі дозиметрії та радіаційної гігієни Наукового центру радіаційної медицини АМН України.

Наукові керівники: 1. доктор фізико-математичних наук, професор
ЛІХТАРЬОВ Ілля Аронович
2. доктор біологічних наук
ЛОСЬ Іван Павлович

Офіційні опоненти: 1. доктор медичних наук,
СЕРДЮК Андрій Михайлович
2. кандидат фізико-математичних наук
ПОЯРКОВ Віктор Олексійович

Провідна організація: Інститут проблем моделювання в енергетиці
АН України, м. Київ

Захист відбудеться "___" "_____" 1994 р. о 14³⁰ на засіданні спеціалізованої вченої ради Д.01.02.01 Київського політехнічного інституту за адресою:

252057, м. Київ-57, проспект Перемоги 37, корп. 4, кімн. 118.

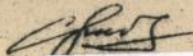
З дисертацією можна ознайомитися у бібліотеці Київського політехнічного інституту.

Автореферат розісланий "___" "_____" 1994 р.

Відгуки на автореферат у двох примірниках за підписом, затвердженням печаткою, прохання надсилати за адресою:

252057, м. Київ-57, проспект Перемоги 37, КПІ, Вчена рада.

Вчений секретар спеціалізованої
вченої ради



Срібний Л.Є.

ЛНБ ім. В. Стефаника
АН України

ЛНБ України ім. В. Стефаника



00756639 (-)

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРІСТИКА РОБОТИ

Актуальність роботи. Аварія на Чорнобильській атомній електростанції спричинила забруднення різноманітними радіонуклідами великої частини території України, що обумовило подальше радіаційне опромінення і призвело до збільшення радіаційного ризику населення, що мешкає на цих територіях.

Суттєві якісні та кількісні відмінності параметрів забруднення територій внаслідок аварії на ЧАЕС від відповідних параметрів, що характеризують відомі прецеденти радіоактивного забруднення, актуалізували проблему вивчення закономірностей формування радіоекологічної ситуації та її прогнозування з метою оптимізації системи радіаційного захисту населення.

Одним з провідних процесів, що визначає динаміку радіаційної ситуації і, відповідно, динаміку формування доз опромінення населення в умовах, що склалися внаслідок аварії на ЧАЕС, є вертикальна міграція радіонуклідів в ґрунті.

Отже, метою роботи є наукове обґрунтування та розробка моделі міграції радіонуклідів в ґрунті за відповідних до чорнобильської ситуації умов. Для досягнення цієї мети вирішувались такі задачі:

1. Обґрунтування і вдосконалення методичного, апаратного та інструментального забезпечення досліджень по вивченню вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті;

2. Вивчення закономірностей вертикальної міграції радіонуклідів на різноманітних за типами ґрунтів та властивостями забруднення територіях;

3. Оцінка можливостей застосування існуючих моделей поведінки радіонуклідів в ґрунті за умов, що склалися внаслідок аварії на ЧАЕС;

4. Наукове обґрунтування і розробка ймовірнісної моделі вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті;

5. Визначення за результатами натурних досліджень значень параметрів моделі та її верифікація з оцінкою надійності і точності.

Наукова новизна. Обґрунтовано і впроваджено нову методику відбору проб ґрунтів для вивчення вертикальної міграції радіонуклідів з урахуванням дисперсності випадів в залежності від відстані до ЧАЕС. Вивчено динаміку міграції радіонуклідів аварійного походження на територіях з різними типами ґрунтів та фізико-хімічним спектром радіоактивних випадів. Запропоновано ймовірнісний підхід до аналітичного представлення розподілу радіонуклідів в ґрунті за глибиною. Визначено явний вигляд функцій ймовірнісної моделі міграції радіонуклідів в ґрунті, знайдені значення параметрів цієї моделі для різних за

властивостями поведінки радіонуклідів в ґрунті ситуацій.

Практична цінність. Запропонований вдосконалений інструмент для відбору проб ґрунту. Складена програма для розрахунку на ПЕОМ значень параметрів аналітичної моделі міграції радіонуклідів в ґрунті; розрахунку прогнозу вмісту радіонуклідів в різних за глибиною шарах ґрунту та зменшення рівня потужності експозиційної дози випромінювання. Розрахований прогноз міграції радіонуклідів в цілих ґрунтах для забруднених територій.

На захист виносяться основні положення.

1. Нові методичні підходи та інструментальне обладнання по відбору проб ґрунту для вивчення вертикальної міграції радіонуклідів.

2. Результати досліджень динаміки розподілення радіонуклідів на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС цілих територіях в різних за типами ґрунтах.

3. Наукове обґрунтування та розробка ймовірної моделі вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті для ситуації, що склалася внаслідок аварії на ЧАЕС.

4. Оптимізація процедури розрахунку значень параметрів ймовірної моделі вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті.

5. Прогноз динаміки доз зовнішнього опромінення населення, що мешкає на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях.

Апробація роботи. Основні результати роботи доповідались на республіканських та між. одних конференціях у Києві (1987, 89, 91, 92, 93 рр.), Гомелі (1989, 90 рр.), Відні (1989 р.), Зеленому Мисі (1990 р.), Мінську (1991 р.) та Чибі (Японія, 1994 р.), разом - 21 доповідь.

Публікації. Зміст дисертаційної роботи викладений в 31 друкованій праці, в тому числі в 5 іноземних виданнях і 3 наукових журналах

Структура та об'єм роботи. Дисертаційна робота викладена на сторінках і складається з вступу, чотирьох глав, висновків та переліку цитованої літератури, включає рисунків та таблиць. Список літератури складається з 145 найменувань, в тому числі 44 іноземних.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

Проведено детальний аналіз літературних джерел про етапи та особливості формування радіоактивного забруднення територій після аварії на ЧАЕС; спектральний склад та фізико-хімічні форми радіоактивних випадів; ландшафтні, рельєфні, кліматичні характеристики забруднених територій та особливості їх ґрунтів з точки зору впливу на швидкість

міграційних процесів поведінки радіонуклідів:

Перелічені фактори, що впливають на зміну радіаційної ситуації в умовах, що склалися внаслідок аварії на ЧАЕС. Показано, що покінчені першого року після аварії динаміку радіоекологічного стану забруднених територій визначає процес вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті.

За даними літератури розглянуті основні параметри як радіоактивних випадів, так і забруднених територій, в тому числі і параметри ґрунтів, що впливають на зміст та швидкість вертикальної міграції радіонуклідів.

Зроблений висновок: різноманітна динаміка вмісту мобільних форм радіонуклідів в різних горизонтах ґрунтів на різних напрямках і відстанях від ЧАЕС, що обумовлена невизначеністю співвідношень компонент радіоактивних випадів та інтенсивності їх трансформації в ґрунтах з відмінними фізико-хімічними характеристиками й мінералогічним складом, які ще й змінюються з глибиною, а також різка різниця чорнобильського забруднення від глобальних радіоактивних випадів актуалізує проблему оцінки придатності існуючих варіантів аналітичного представлення форм вмісту, мобілізації, переносу та локалізації радіонуклідів в конкретних геологічних і ландшафтно-геохімічних умовах та вдосконалення моделей вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті.

Результати власних досліджень. За результатами попереднього вивчення характеристик забруднення різних територій і типів ґрунтів визначено місце для проведення досліджень (табл. 1), які з метою запобігання впливу сезонних коливань процесів, що вивчаються, на результати, виконувались тільки влітку.

Випробовано різні методи пробовідбору ґрунту і показано, що неруйнівні по відношенню до ґрунту методи (наприклад, in-situ спектрометрія) непридатні для визначення значень коефіцієнтів багатопараметричної аналітичної функції міграції радіонуклідів.

В наступних дослідженнях використовувався метод відбору проб ґрунту з розділенням керну за глибиною на шари. Вдосконалена конструкція приладу для відбору проб ґрунту, що являє собою роз'ємний циліндр з дзеркальною внутрішньою поверхнею і вільним доступом до керну. Максимальна компресія керна при його довжині 25 см не перевищує 0.75%.

Розраховано оптимальні розміри цього приладу для зменшення методичної похибки відбору, що визначається: зміщенням геометрії розрізу при відділенні шару ґрунту від керну; сипучістю ґрунту; наявністю розвинутої кореневої системи в ґрунті, що особливо критично для верхніх шарів.

Лінійні параметри визначаються системою рівнянь (1), що впливає з аналізу геометрії відбору проб ґрунту (рис. 1).

Координати і головні характеристики місць проведення досліджень

№ реперної точки	Координати від ЧАЕС		Щільність випадів, кБк·м ⁻²		Тип ґрунту	рН	Вміст гумусу, %
	Відстань, км	Напрямок	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr			
I	30	південь	85	95	дерново-підзолистий	5-5.5	5
II	30	південь	90	95	торфовий заливний	4.5-5	8
III	60	південь	44	15	піщаний	6	1
IV	2	захід	152000	120	дерново-підзолистий	5.5	5
V	10	захід	180	40	дерновий піщаний	5.5-6	2
VI	30	захід	5600	45	дерново-підзолистий	5	4
VII	30	захід	530	45	дерново-підзолистий	5	2
VIII	200	захід	80	5	торфово-болотний	4.5	7
IX	200	захід	75	5	дерново-підзолистий	5	5
X*		захід	20-40	-	дерновий суглинний		

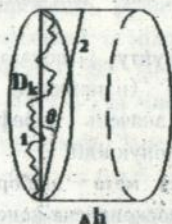


Рис. 1. Геометрія визначення оптимальних параметрів відбору проб ґрунту.

$$\begin{cases} D_k = 2 \left[\frac{\varepsilon_{0n} M_h}{\pi \sqrt{\rho_h} x_f \operatorname{tg} \theta} \right]^{1/3} \\ \Delta h = \left[\frac{x_f \operatorname{tg} \theta}{n \varepsilon_{0n}} \right]^{2/3} \times \left[\frac{M_h}{\pi \rho_h} \right]^{1/3} \end{cases} \quad (1)$$

де D_k - діаметр керну;

* Використані результати, що отримані в Баварії Національним інститутом радіаційного захисту, Німеччина, в рамках спільних досліджень з НЦРМ України

- Δh - мінімальна товщина шару ґрунту, що відбирається;
 ε_{0n} - похибка середнього для змішаної з n зразків репрезентативної проби;
 M_h - маса зразка, яка визначається питомою активністю радіонуклідів в пробах, що вимірюються, і параметрами наявної вимірювальної апаратури;
 ρ_h - питома вага ґрунту;
 x_* - аргумент інтеграла Лапласа $\Phi(x_*) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{x_*} e^{-\xi^2} d\xi$;
 θ - ефективний кут похибки віскозу проби.

За консервативною оцінкою, зробленою по 91 зразку верхнього шару задернованого ґрунту з розвинутою кореневою системою (репер VIII), а відтак і максимальним значенням θ , при діаметрі керну 5.2 см похибка середнього не перевищує 30% з достовірністю 0.95, якщо товщина шару ґрунту складає не менше 1.03 см.

Розподілення радіонуклідів на ораних територіях відоме і є рівномірним в межах глибини, що обробляється. Отже, реперні майданчики являють собою цілнинні ділянки пасовищ чи луків, на яких природний процес міграції радіонуклідів визначає динаміку зовнішнього опромінення та коефіцієнтів переходу радіонуклідів з ґрунту до рослинності.

Для вивчення розподілу радіоактивності по глибині на цих ділянках проби ґрунту відбирались на глибину 10-15 см (в залежності від часу з моменту аварії, а відтак і глибини міграції) з розділенням на шари. З кількох зразків кожного шару складалась відповідна репрезентативна проба.

Для визначення кількості зразків, необхідних для приготування однієї репрезентативної проби, виявлено характер дисперсності радіоактивного забруднення в межах реперних майданчиків. Розподілення щільності забруднення описується логнормальним законом (з параметрами дисперсії σ , медіани, критерія Колмогорова-Смірнова Prob_{KS}), згідно якого кількість зразків N_* , що змішуються, повинна бути не менше 7 (табл. 2).

Таблиця 2

Параметри нерівномірності випадінь ^{137}Cs на забруднених територіях

№ репера	Кількість проб в експерименті	Prob_{KS}	^{137}Cs , $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (медіана)	σ	N_* ($\varepsilon = 0.3$; $x_p = 0.95$)
I	21	0.93	85	0.39	9
VI	24	0.71	5600	0.42	12
VII	23	0.9998	530	0.19	2
IX	28	0.98	75	0.32	6

Вимірювання вмісту різних радіонуклідів в пробах ґрунту здійснювалось за затвердженими методиками з застосуванням високоякісної апаратури, міжнародних еталонів та калібрівочних зразків. Якість і достовірність спектрометричних результатів роботи підтверджена в звітах МАГАТЕ і документах про здійснення інтеркалібровки з відповідними міжнародними науковими установами.

З 1987 року було відібрано, вимірено вміст радіонуклідів та проаналізовано 1340 репрезентативних зразків ґрунту.

Визначимо, що міграція радіонукліда в ґрунті описується аналітичною функцією часу t (роки) та глибини h ($\text{г}\cdot\text{см}^{-2}$) щільності розподілення активності $q(h,t)$ ($\text{г}^{-1}\cdot\text{см}^2$), що задовольняє умовам нормировки $\int_0^{\infty} q(h,t)dh = 1$.

Вмісту радіонукліда в окремому шарі ґрунту Q ($\text{Бк}\cdot\text{см}^{-2}$) відповідає інтеграл цієї функції від верхнього до нижнього значення глибини шару.

За результатами вивчення динаміки розподілу радіонуклідів в ґрунті внаслідок глобальних випадів було запропоновано експоненціальне представлення міграції (Костянтинів І.Є., 1968, Израель Ю.А., 1967, Моїсєєв А.А., 1972).

Проте, починаючи з 4-го року після аварії на окремих територіях розподілення радіонуклідів відрізняється від експоненціальної форми (рис. 2).

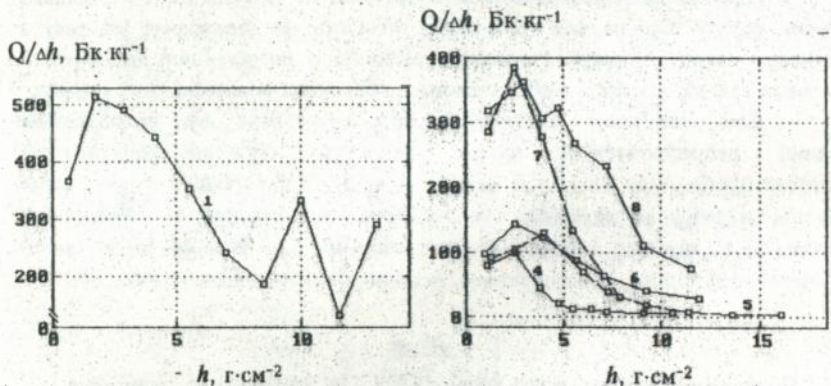


Рис. 2. Розподілення по глибині: 1 - ^{137}Cs , репер III, вересень 1991 р.; ^{134}Cs , репер X, вересень 1990 р. (4 - Gigelberg, 5 - Bab Aibling, 6 - Neuherberg, 7 - Aurach, 8 - Grafing).

Це обумовлено тим, що чорнобильські випадіння були одноразовими, а вивчений вказаними авторами розподіл радіонуклідів відповідно експоненті акумулював безперервні, хоча і з різною інтенсивністю, випадіння впродовж

терміну випробувань ядерної зброї в атмосфері.

Подальший розвиток моделювання вертикальної міграції радіонуклідів в ґрунті базується на розв'язанні рівняння конвективно-дифузійного переносу:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = D \frac{\partial^2 q}{\partial h^2} - V \frac{\partial q}{\partial h} \quad (2)$$

де D - коефіцієнт дифузії, $\text{г}^2 \cdot \text{см}^{-4} \cdot \text{рік}^{-1}$;

V - коефіцієнт конвекції (конвективна швидкість), $\text{г} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{рік}^{-1}$.

Рішенням цього рівняння є функція, яку звичайно називають гаусіаном:

$$q(t, h) = \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}} \exp\left[-\frac{(h - Vt)^2}{4Dt}\right] \quad (3)$$

При спробі застосувати модель (3) для апроксимації одержаних нами результатів розподілу радіонуклідів в ґрунті вийшло, що для більш глибоких шарів ґрунту (починаючи з 1989 року від $5.5 \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$ і нижче) теоретичні результати є незмінно нижчими, ніж дані натурних досліджень. На це вказують і деякі автори (Ohnuki T., 1989, Кончин О., 1992).

Для усунення недоліків моделі (3) були запропоновані двохкамерні моделі, коли функція розподілення радіонуклідів в ґрунті визначалась сумою двох гаусіанів або гаусіана та експоненти, тобто т.з. швидкою і повільною компонентами, які, мовляв, відповідають різним хімічним формам знаходження радіонуклідів в ґрунті. Але за рівнем загальної енергії зв'язку ізотопів в тотальному поглинному комплексі ґрунту кількість форм може бути як завгодно великою і залежить від ступеня деталізації.

Таким чином, кількість відповідних компонент аналітичної функції міграції теж повинна бути необ'єженою. А з зростанням кількості відповідних параметрів їх відтворюваність з часом уявляється вельми проблематичною.

Принциповою вадою моделі (3) при апроксимації нею міграції чорнобильських радіонуклідів є те, що вона по суті відповідає випадку нереактивного переносу енергії чи речовини в гомогенному та ізотропному середовищі (наприклад, розповсюдження тепла в металі).

Однак, параметри ґрунту, що відповідають за сорбційно-адсорбційні процеси поведінки радіонуклідів (кислотність, гумус, вологість, мінеральний склад і т.і.) в будь якому типі ґрунтів змінюються з глибиною. Крім того, співвідношення різних хімічних форм вмісту радіонуклідів (розчинних, обмінних, кислоторозчинних, фіксованих) змінюється в ґрунті не тільки по глибині, а ще й з часом. Таким чином, параметри рівняння (2) не є сталі, а повинні бути функціями глибини та часу: $V = V(h, t)$, $D = D(h, t)$. Такий підхід вперше запропонував Кончин О. в 1992 році.

В цьому випадку рівняння (2) матиме вигляд:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial^2}{\partial h^2} [D(t, h)q] - \frac{\partial}{\partial h} [V(t, h)q]. \quad (4)$$

Загальне рішення цього рівняння в теорії ймовірностей отримано Колмогоровим О.Н.:

$$q(t, h) = \frac{1}{2h\sqrt{\pi \int D_1(t)dt}} \exp \left\{ \frac{-[\ln(h) + \int (D_1(t) - V_1(t))dt]^2}{4 \int D_1(t)dt} \right\} \quad (5)$$

В цьому випадку функція $q(h, t)$ вже є безрозмірною і її зміст - функція щільності ймовірності розподілення радіонуклідів в ґрунті.

Явний вигляд цієї функції винайдемо нами з урахуванням граничних умов, таких, що відповідають однократності чорнобильських випадіннь (6), та таких, що відповідають дослідженій нами за термін роботи логіці самого процесу міграції (7,10).

$$q(h, t) \Big|_{t=0} = \delta(h); \quad D \frac{\partial q(h, t)}{\partial h} - Vq(h, t) \Big|_{h=0} = \delta(t) \quad (6)$$

де $\delta(x) = \begin{cases} \infty, x = 0 \\ 0, x \neq 0 \end{cases}$ - функція Дірака; $\int_0^{\infty} \delta(x) dx = 1$;

Звідси випливає, що:

$$e^{\int (V_1(t) - D_1(t))dt} \Big|_{t=0} = 0; \quad \int D_1(t)dt \Big|_{t=0} = 0 \quad (7)$$

Тобто в початковий момент часу після завершення випадіннь $t=0$ вся активність знаходиться на поверхні ґрунту з нульовою дисперсією по глибині і міграції ще немає.

Крім того, значення моди функції розподілення радіонуклідів в ґрунті (8), так само як і значення самої функції в моді (9), не повинні мати екстремума в межах часу $0 < t < +\infty$; що вимагає виконання додаткових граничних умов (10).

$$\frac{\partial q(h, t)}{\partial h} \Big|_{h=h_m} = 0; \quad h_m(t) = h_p(t) e^{-2 \int D_1(t)dt} \quad (8)$$

де h_p - медіана розподілу радіонукліда в ґрунті.

$$q(h_m(t), t) = \frac{\exp(\int D_1(t)dt)}{2h_p(t)\sqrt{\pi \int D_1(t)dt}} \quad (9)$$

$$h_m(t)' \neq 0; \quad q(h_m, t)' \neq 0. \quad (10)$$

Після виконання математичних перетворень з урахуванням кореляційних зв'язків між натурними результатами та виглядом функцій, що

відшуковуються, отримано, що:

$$\int (V_r(t) - D_r(t))dt = \ln(at); \quad 2 \int D_r(t)dt = \ln(1 + bt); \quad (11)$$

а функція розподілення радіонукліду в ґрунті відповідно граничних умов (6) має вигляд:

$$q(t, h) = \frac{1}{h\sqrt{2\pi \ln(1 + bt)}} \exp\left\{ \frac{-[\ln(h) - \ln(at)]^2}{2 \ln(1 + bt)} \right\} \quad (12)$$

Зміст параметру a ($\text{г}\cdot\text{см}^{-2}\cdot\text{рік}^{-1}$) - швидкість переміщення медіани розподілення радіонукліда в ґрунті. Параметр b безрозмірний і визначає форму розподілення.

Зважимо на те, що не всі 100% активності даного радіонукліда вступають в процес міграції відповідно граничних умов (6). В залежності від співвідношення паливної та аерозольної компонент випадінь даного радіонукліда в залежності від відстані та напрямку до ЧАЕС існує частина загальної щільності забруднення радіонукліда C_f , яка в початковий момент часу знаходиться в фіксованому стані на поверхні ґрунту в складі паливних частинок або в складі біомаси внаслідок сорбції рослинністю під час випадінь. В цих випадках розподіл радіонуклідів по глибині має вигляд, що формально відповідає експоненціальній залежності (рис. 3). Сума частки початково мобільної компоненти C_0 та фіксованої компоненти дорівнює 1: $C_0 + C_f = 1$; тобто значення цих двох параметрів взаємовизначені.

$Q/\Delta h$, Бк·кг⁻¹

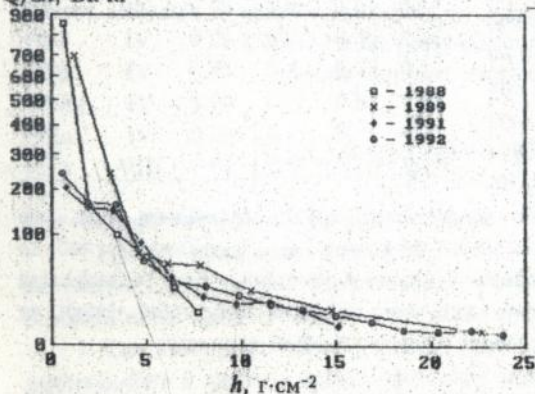


Рис. 3. Динаміка розподілу ^{137}Cs по профілю ґрунту репера І.

За рахунок розчинення паливних частинок під впливом різних реагентів, що існують в складі ґрунту, а також при розкладанні біомаси, фіксована компонента забруднення переходить в мобільну форму. За результатами наших досліджень виявлено, що з високим рівнем кореляції швидкість цього перетворення відповідає експоненціальному закону з параметром λ (рік^{-1}), значення якого є відмінними для різних радіонуклідів.

Таким чином, в кожний момент часу dt частина активності

радіонукліда $dC_t(1 - e^{-\lambda t})$ перетворюється з фіксованої у мобільну форму і вступив в процес міграції відповідно виразу (12). Функція розподілення фіксованої на момент випадіння частки даного радіонукліда в час t після аварії має вигляд:

$$q_t(h, t) = \lambda \int_0^t e^{-\lambda \tau} q(h, t - \tau) d\tau \quad (13)$$

Загалом, сумарна функція розподілення даного радіонукліда по вертикальному профілю ґрунту $q_{tot}(h, t)$ записується в вигляді:

$$q_{tot}(h, t) = C_0 q(h, t) + C_t q_t(h, t) \quad (14)$$

Отже, винайдена таким чином модель міграції радіонукліда $q_{tot}(h, t)$ є функцією 4-х невідомих параметрів $q_{tot}(h, t) = q_{tot}(h, t, a, b, \lambda, C_0, C_t)$ (оскільки $C_0 + C_t = 1$).

Для розрахунку значень параметрів моделі для кожного реперного майданчика розроблена програма для ПЕОМ з використанням математичного пакету MatLab.

Оскільки для будь якого шару ґрунту є невизначеним аргумент h , в якому, відповідно до теореми про середнє, значення відношення активності радіонукліда в шарі до його ширини дорівнюватиме значенню функції $q_{tot}(h, t)$, то при апроксимації експериментальних результатів моделлю співставлялись не диференціальні, а інтегральні параметри міграції. Крім коректності з суттєвої точки зору, це дозволило збільшити кількість значень для кожного розділеного на n шарів керну до $n \cdot (n+1) / 2$.

Таким чином, мінімізувалось значення виразу:

$$\sum_{i,j}^{n(n+1)/2} \left[\ln Q_{i,j} - \ln(Q_{\Sigma} \int_h^h q_{tot}(h, t, K_{ln})) \right]^2 \quad (15)$$

Необхідність введення коефіцієнту $K_{ln}(t)$ обумовлена тим, що інтеграл функції $q_{tot}(h, t)$ від поверхні до максимально дослідженої глибини ґрунту менше за 1. Значення повної щільності випадіння даного радіонукліда Q не відома, оскільки існують дані про значення активності тільки до глибини відбору проби. Тому вводимо нормировочний параметр:

$$K_{ln}(t) = \frac{1}{P^* \left\{ \ln[h_{max} / (at)] \left[\ln(1 + bt) \right]^{-1} \right\}} \quad (16)$$

Функція $q(h, t)$ просто множиться на $K_{ln}(t)$, а $q_t(h, t)$ записується в вигляді:

* Функція ймовірностей Гауса

$$q_r(h, t) = \lambda \int_0^t e^{-\lambda t} K_{\ln}(t - \tau) q(h, t - \tau) d\tau \quad (17)$$

Визначені таким чином значення параметрів моделі для різних реперних майданчиків показали, що найбільшу швидкість міграції для будь яких ґрунтів має ^{90}Sr , найменшу - ізопопн плутонію. Крім того, ізопопам плутонію властива найменша швидкість розчинення, тобто переходу з складу паливних частинок у мобільну форму.

Таблиця 3

Параметри міграції основних радіонуклідів

Радіо- нуклід	№ репера	C_r	$T_{\text{эф}}(\lambda)$, років	a	b
^{137}Cs	I	0.48	4.7	0.44	0.21
^{90}Sr	I	0.44	3.1	0.59	0.17
^{137}Cs	IV	0.98	4.2	0.49	0.18
^{134}Cs	IV	0.97	3.8	0.44	0.20
^{90}Sr	IV	0.95	2.8	0.61	0.15
^{238}Pu	IV	1.00	12.3	0.26	0.11
^{144}Ce	IV	0.98	7.4	0.44	0.06
^{106}Ru	IV	0.99	7.1	0.51	0.05
^{95}Zr	IV	0.99	6.4	0.53	0.04
^{54}Mn	IV	0.99	5.0	0.37	0.17
^{60}Co	IV	0.99	6.2	0.39	0.29
^{125}Sb	IV	0.93	5.4	0.52	0.14
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	IV	1.00	15.7	0.37	0.07
^{152}Eu	IV	0.99	6.7	0.41	0.21
^{137}Cs	VIII	0.06	3.9	0.53	0.17

бета- і альфа-випромінюючих радіонуклідів.

Проте, провідним фактором, що обумовлює дисперсію значень параметрів, є природня варіабельність процесу міграції в межах однієї реперної точки (рис. 4), що збільшується з глибиною.

Для визначення впливу кліматичних факторів на динаміку міграції радіонуклідів в ґрунті в травні 1993 року проведені додаткові дослідження на територіях реперних майданчиків VIII і IX, що були затоплені на 60-100 см весною цього ж року внаслідок великої повені. В межах визначеної з попередніми результатами дисперсії значень параметрів міграції відмінність в швидкості та формі міграції ^{137}Cs внаслідок підвищення вологості ґрунту не спостерігається.

На прикладі реперів I, IV, VIII (табл. 3) демонструється, що в межах 5-ти км радіуса навколо ЧАЕС практично 100% всіх радіонуклідів під час випадінь знаходились в фіксованому стані; вже на відстані 30 км до 50% радіоізопопів цезію та стронцію мали мобільні форми; а на відстані 20 км практично весь радіоцезій випав в аерозольній, тобто мобільній, формі.

Варіабельність значень отриманих параметрів визначається методичними похибками при відборі проб, що завдяки визначенню координати h в термінах фізичної, а не лінійної довжини, не перевищує 10%; при визначенні вмісту радіонуклідів в пробах, що не перевищує 5% для гама-випромінюючих радіонуклідів та 15% для

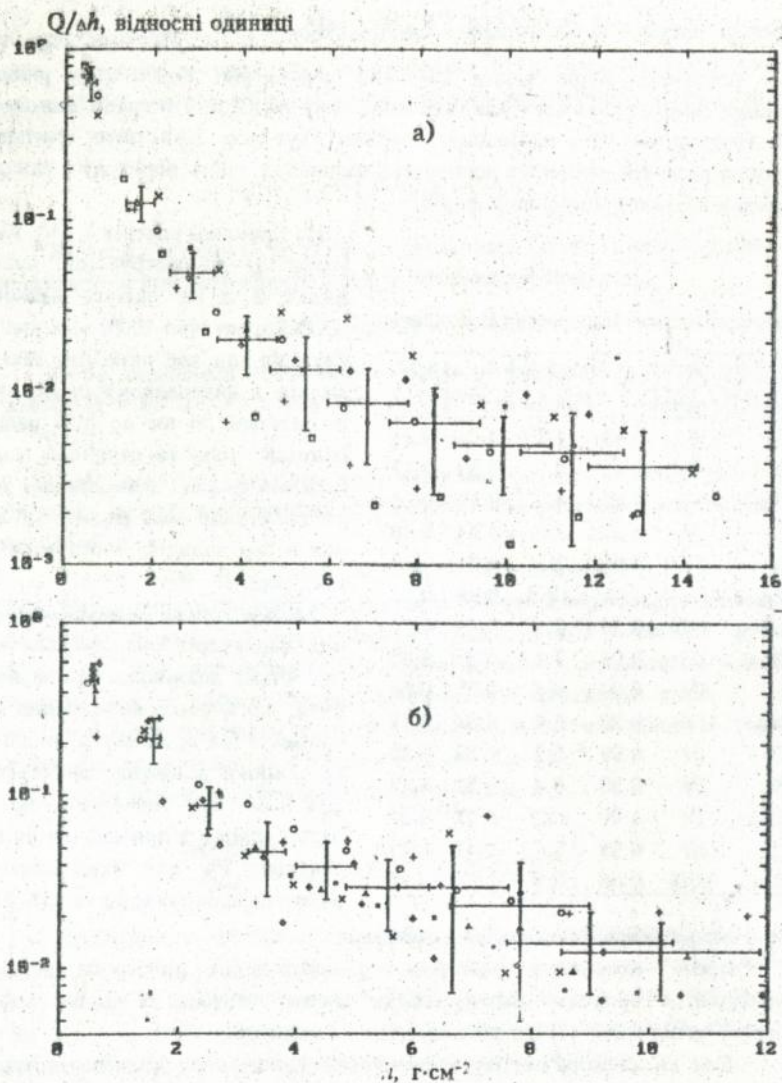


Рис. 4. Варіабельність розподілення ^{137}Cs в ґрунті в межах реперного майданчика: а) - репер IX; б) - репер VIII.

Виходячи з розробленої прогностичної моделі міграції радіонуклідів в ґрунті розрахована динаміка потужності експозиційної дози зовнішнього

опромінення (ПЕД) на забруднених територіях для різних за фізико-хімічними формами співвідношень радіоактивних випадків (рис. 5).

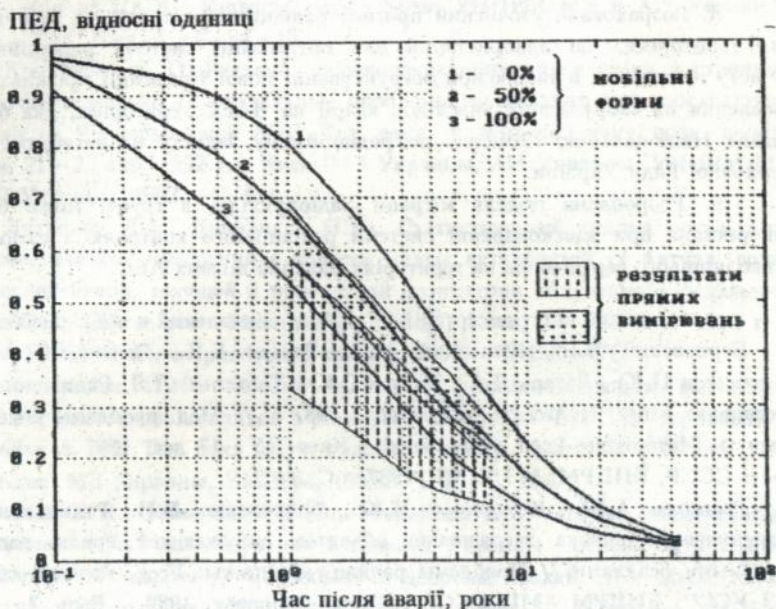


Рис. 5. Динаміка ПЕД внаслідок міграції радіоцезія в ґрунті.

ОСНОВНІ ВИСНОВКИ

1. Вдосконалено методичні підходи і інструменти по відбору проб ґрунту для вивчення вертикальної міграції радіонуклідів, що дозволяють з урахуванням дисперсності щільності забруднення території конкретним радіонуклідом та варіабельності значень питомої маси ґрунту по глибині отримувати результати з попередньо заданим рівнем точності та надійності.

2. З 1987 року вивчена динаміка розподілення основних радіонуклідів на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС щільних територіях в різних за типами ґрунтах. Визначені відповідні характеристикам ґрунтів відмінності швидкості вертикальної міграції радіонуклідів.

3. Розв'язане конвективно-дифузійне рівняння вертикального переносу радіонуклідів в ґрунті, при якому параметри рівняння є функціями часу та глибини, для відповідних ситуацій, що склалася внаслідок аварії на ЧАЕС, граничних умов.

4. Обґрунтована ймовірнісна модель міграції радіонуклідів в ґрунті. Знайдено значення параметрів моделі для різноманітного за фізико-хімічними формами випадіння та властивостями ґрунтів спектру забруднення.

5. Розраховано уточнений прогноз радіаційної ситуації на забруднених територіях, що використаний для оптимізації системи радіаційного зачищення населення, а також при обґрунтуванні нової Концепції проживання населення на забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях, яка була надана Національною Комісією по радіаційному захисту на затвердження Верховної Ради України.

6. Розроблена модель міграції радіонуклідів в ґрунті може бути використана при вдосконаленні системи радіаційного контролю і охорони навколишнього середовища на територіях навколо діючих АЕС.

Основний зміст дисертаційної роботи викладений в публікаціях:

1. Берковский В.Б., Бузынный М.Г., Гаргер Е.К., Зеленский А.В., Комариков И.Ю., Лазарь Д.А., Нечаев С.Ю., Табачный Л.Я. Радиационная обстановка в пгт. Полесское на сентябрь 1987 г. // Мед. проблемы радиац. защиты: Материалы Респ. науч. конф., Киев, 15 - 17 дек. 1987 г. - Киев: АМН СССР, ВНИЦРМ, МЗ УССР, 1987. - С. 3 - 5.
2. Васильев А.Ю., Комариков И.Ю., Степаненко В.Н. Радиационно-гигиеническая оценка загрязнения объектов окружающей среды радиоактивными осадками // Проблемы радиац. медицины: Респ. межвед. сб. / МЗ УССР, ВНИЦРМ АМН СССР. - Киев: Здоровья, 1989. - Вып. 2. - С. 272 - 273.
3. Los' I.P., Likhtarev I.A., Shandala N.K., Repin V.S., Bobyleva O.A., Komarikov I.Y., Vasil'ev A.Y., Gulko G.M., Kajro I.A., Kovgan L.N., Stepanenko V.N., Andreeva V.V. Radiation protection and health physics evaluation of movements of radioactive caesium and strontium from soil to plants and milk in the Ukraine // Environmental contamination following a major nuclear accident: Proceedings of a sympos., Vienna, 16 - 20 Oct. 1989 y. - Vienna, 1990. - Vol. 2. - P. 96 - 98.
4. Лось И.П., Шандала Н.К., Гулько Г.М., Каїро Н.А., Комариков И.Ю., Бузынный М.Г., Васильев А.Ю., Зеленский А.В., Бондаренко О.А., Шевчук В.Е., Степаненко В.Н. Радиационная обстановка // Мед. последствия аварии на Чернобыльской атомной электростанции: Информ. бюл. - Киев: ВНИЦРМ АМН СССР, 1991. - Вып. 1. - С. 9 - 68.
5. Нечаев С.Ю., Комариков И.Ю. К вопросу о растворимости "горячих" частиц в имитаторе легочной жидкости // Проблемы радиац. медицины: Респ. межвед. сб. / МЗ УССР, ВНИЦРМ АМН СССР. - Киев: Здоровья, 1991. - Вып. 3. - С. 133 - 135.
6. Лось И.П., Федосенко Г.В., Комариков И.Ю., Бузынный М.Г., Гулько

- Г.М., Новак Д.В., Литвинец Л.А. Шесть лет после аварии на ЧАЭС. Основные закономерности изменения радиационной обстановки и ее прогноз // Авария на ЧАЭС: Информ. бюл.- Киев: УНЦРМ МЗ и АН Украины, 1992. - Т. 1, Вып. 2. - С. 94 - 153.
7. Комариков И.Ю. Различия перехода радионуклидов цезия и стронция из почвы в молоко // Актуальные проблемы ликвидации мед. последствий аварии на Чернобыльской АЭС: Тез. докл. Украинской науч. прак. конф., Киев, 21 - 23 апр. 1992 г. - Киев: МЗ Украины, АН Украины, УНЦРМ МЗ и АН Украины, 1992. - С. 111.
8. Литвинец Л.А., Комариков И.Ю. Статистический анализ результатов дозиметрических измерений в области малых активностей // Актуал. вопр. ретроспективной, текущей и прогнозной дозиметрии облучения в результате Чернобыльской аварии: Матер. науч. конф., Киев, 27 - 29 окт. 1992 г. - Киев: УНЦРМ, Минчернобыль Украины, 1993. - С. 168 - 176.
9. Комариков И.Ю. Оценка величины фракционирования выпадений долгоживущих радионуклидов в результате аварии на ЧАЭС // Чернобыль и здоровье людей: Тез. докл. науч.-практич. конфер., Киев, 20 - 22 апр. 1993 г. - Киев: МЗ Украины, УНЦРМ, 1993. - Ч. I. - С. 156.
10. Лось И.П., Комариков И.Ю., Михайлов А.В. Оценка коллективных (популяционных) доз облучения населения Украины - основа оптимизации радиационной защиты // Чернобыль и здоровье людей: Тез. докл. науч.-практич. конфер., Киев, 20 - 22 апр. 1993 г. - Киев: МЗ Украины, УНЦРМ, 1993. - Ч. II. - С. 189.
11. Shiraishi K., Muramatsu Y., Nakajima T., Yamamoto M., Los I.P., Komarikov I.Y., Buzinny M.G. Radionuclide Contents in Environmental Samples as Related to the Chernobyl Accident // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. - 1993. - Vol. 171, № 2. - P. 319 - 328.
12. Shiraishi K., Nakajima T., Takaku Y., Tsumura A., Yamasaki S., Los I.P., Komarikov I.Y., Buzinny M.G., Zelensky A.V. Elemental analysis of freshwater samples collected in the former USSR by inductively coupled plasma mass spectrometry // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. - 1993. - Vol. 173, № 2. - P. 313 - 321.
13. Комариков И.Ю. Динамика миграции основных дозообразующих радионуклидов стационарного происхождения по профилю почв // Проблемы радиац. медицины: Респ. межвед. сб. - Киев: МЗ Украины, НЦРМ АМН Украины, 1993. - Вып. 5. - С. 185.
14. Los I.P., Likhtarev I.A., Korzun V.N., Repin V.S., Fedosenko G.V., Komarikov I.Yu., Buzinny M.G., Zelensky A.V., Pavlenko T.A., Litvinets L.A., Novak D.V., Mikhailov A.V. Irradiation doses as a result of the Chernobyl NPP accident and from other sources // Assessment of the Health

- and Environmental Impact from Radiation Doses due to Released Radionuclides: International Workshop / Proc. National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 18 - 20 Jan. 1994 y. - Chiba, 1994. - P. 91 - 103.
15. Likhtariov I., Kovgan L., Bobiliova O., Los' I., Gulko G., Repin V., Perevoznikov O., Tsigankov N., Vavilov S., Kalchenko E., Gluvchinsky R., Novak D., Berkovskiy V., Chumak V., Kayro I., Phedosenko G., Komarikov I., Litvinetz L., Soroka S. Main problems in post-Chernobyl dosimetry // Assessment of the Health and Environmental Impact from Radiation Doses due to Released Radionuclides: International Workshop / Proc. National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 18 - 20 Jan. 1994 y. - Chiba, 1994. - P. 27 -51.



458658

AB 30.689
AB 30.689