

УДК 631.438 (6210.267+550.424)  
PACS number(s): 28.41.Kw

## РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ЗЕМЕЛЬ ЗОНИ ВПЛИВУ АВАРІЇ НА ЧАЕС У ДОСЛІДЖЕННЯХ ІБОНХ НАН УКРАЇНИ

**В. Кухар, О. Ляшенко**

*Інститут біоорганічної хімії та нафтохімії (ІБОНХ) НАН України,  
вул. Мурманська, 1, м.Київ-94, Україна,  
e-mail: users@bpci.kiev.ua*

Обґрунтовано концепцію нерозповсюдження радіонуклідів із забруднених земель та розроблено низку технологій для її здійснення на основі багаторічних досліджень трансформації  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у системі ґрунт–рослина–вода, виконаних у лабораторних та натурних умовах (зона відчуження ЧАЕС). Визначено, що відносно простими способами можна обмежити поширення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  із радіонуклідно-забруднених земель у 2–10 разів і суттєво поліпшити радіаційну ситуацію на цих землях.

*Ключові слова:* радіонукліди, ґрунт, рослина, вода, міграція, сорбенти, добрива, меліоранти, дезактивація.

У наслідок Чорнобильської катастрофи значні території України (більше 5 млн. га) були забруднені радіонуклідами. Вирішення проблем життєдіяльності на цих землях та їх господарського використання є дуже важливим для України і особливо для її агросфери. Лише сільгоспугідь зі щільністю забруднення радіоцезієм від 1 до 15 Кі/км виявлено близько 1,3 млн. га. З них близько 130 тис. га забруднені в інтервалі активності від 5 до 15 Кі/км<sup>2</sup> [6].

Землі зони впливу аварії на ЧАЕС спочатку стали основним депонентом та геохімічним бар'єром у процесах поширення викинутої активності у довкіллі. З часом ці землі – головне джерело радіаційного навантаження і платформа для подальшого поширення радіонуклідів у навколишньому середовищі.

При вирішенні проблем забруднених земель, спрямованих на пошук шляхів поліпшення радіаційної обстановки і спроб їх реабілітації, виникло три основних підходи. Перший – це моніторинговий, тобто, покладаючись на природні механізми реабілітації і період напіврозпаду [17, 18]. Другий – це спроба розробити прийнятні способи вилучення радіонуклідів із ґрунтів. Для масштабних цілей можуть використовуватися підходи, що збільшують рухливість радіонуклідів у ґрунті, їх винос рослинами з подальшою утилізацією [7, 19]. І третій – це спроба знизити рухливість радіонуклідів у ґрунті, обмеживши їх поширення на найбільш небезпечних каналах міграції [8–12]. Дослідники, які займаються вирішенням цих аспектів проблем наслідків аварії на ЧАЕС, з часом дійшли від протипоставлення підходів, що розробляються, до розуміння того, що кожен з підходів може мати переваги в тій чи іншій конкретній ситуації. І маючи

більш потужний інструментарій, можна приймати обґрунтовані й ефективні рішення.

Основні зусилля ІБОНХ НАНУ у вирішенні проблем забруднених земель були пов'язані зі зменшенням поширення радіонуклідів у довкіллі, пошуком шляхів нормалізації радіаційної ситуації безпосередньо на цих землях і спробами їх реабілітації. У процесі цих робіт інститут обґрунтував і розробив концепцію нерозповсюдження радіонуклідів із забруднених земель.

Головними її цілями є:

- обмеження поширення радіонуклідів із забруднених земель;
- мінімізація збитку і дозових навантажень під час господарювання на землях зони впливу ЧАЕС;
- реабілітація забруднених радіонуклідами земель;
- розробка комплексу оперативних заходів на випадок аварійного забруднення земель радіонуклідами.

Науковою базою розробленої концепції є багаторічні дослідження трансформації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у системі ґрунт–рослина–вода. Дослідження проводили в лабораторних, вегетаційних, лізіметричних та мікропольових дослідах у лабораторії ізотопного аналізу ІБОНХ НАН України та на дослідному полігоні у 30-км зоні ЧАЕС за загальноприйнятими методиками. Ґрунт для дослідів використовували з дослідного полігону (піщаний дерново-підзолистий). Відомо, що аварійні викиди радіонуклідів характеризуються великою неоднорідністю. На полігоні при відборі по 100 зразків ґрунту з площі в 1, 100, 1000 м<sup>2</sup> варіювання їх активності (основних випромінювачів) відбувалося у межах порядку. У своїх дослідженнях для лабораторних, модельних та лізіметричних дослідів ми вимірювали активність кожної повторності ґрунту і далі працювали з конкретними величинами. Це безумовно ускладнює роботу, особливо коли потрібна значна кількість ґрунту, але дає змогу отримати достовірні результати. У постановці мікропольових дослідів за аналогічною схемою закладали модельні досліді, результати яких згодом використовували у разі інтерпретації даних, отриманих у натурних умовах. Усвідомлюючи всі обмеження такого підходу, треба підкреслити, що ігнорування факту наявної нерівномірності розподілу активності в ґрунті може призвести до значних спотворень результатів та відповідних висновків. Вимірювали питому активність гамма-випромінювачів у ґрунті, воді та рослинах на штатному гамма-спектрометричному обладнанні, яке складається з напівпровідни-кового детектора, спектрометричного тракту та багатоканального аналізатора імпульсів з подальшою їх обробкою на ПК згідно з [14]. Питому активність  $^{90}\text{Sr}$ , як правило, визначали згідно з [13], у разі необхідності, після радіохімічного виділення стронцію – за активністю дочірнього ітрію згідно з [15,16].

Радіонукліди із забруднених земель можуть поширюватися різними шляхами. Залежно від низки чинників (кліматичні особливості, рельєф, ґрунтові різниці, тип рослинного покриву тощо) можуть суттєво змінюватись переважні шляхи поширення радіонуклідів. У своїх дослідженнях ми розглядали як значимі такі канали міграції радіонуклідів:

- перенесення повітряним шляхом;
- перенесення шляхом змиву і далі поверхневими водами;
- міграція за профілем ґрунту і далі підземними водами;
- винос рослинністю і далі трофічними ланцюгами.

Досліджували низку підходів впливу на ґрунт та рослини, які могли змінювати рухомість радіонуклідів у цій системі і, відповідно, обмежити їх розповсюдження основними каналами міграції. Визначено, що міграційні можливості  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у системі ґрунт–рослина–вода можливо обмежити:

- фізико-хімічною модифікацією орного шару ґрунту у 2–5 разів;
- застосуванням агрохімічних чинників у 2–6 разів;
- агротехнічними засобами у 2–10 разів;
- використовуючи біологічні особливості різних культур у 2–10 разів.

Залежно від конкретики радіаційної ситуації, комбінації цих підходів можуть спричиняти суттєві синергічні ефекти в обмеженні рухомості радіонуклідів основними каналами їх міграції. Перелік технологій, розроблених на основі отриманих результатів, та їх вплив на фактори ризику, пов'язані з радіонуклідним забрудненням земель, у загальному вигляді наведені у табл. 1.

Таблиця 1

Вплив застосування технологій, що розроблені ІБОНХ НАНУ, на зміну радіаційного стану земель, забруднених радіонуклідами

Технологія	Пило-подавлення	Хіміко-біологічне закріплення	Фіксація радіонуклідів у ґрунті	Обмеження міграції агрохімічними засобами	Дезактивація поверхнево-забруднених земель
Фактор ризику	Ефект від запропонованих технологій (зниження в <i>n</i> разів)				
Експозиційна доза $\gamma$ -випромінювання на поверхні ґрунту	–	–	2	2	2–3
Активність, що мігрує повітряним шляхом	10–30	10–30	2	2	10
Активність, що мігрує поверхневим стоком	2–3	2–5	2	2	10
Міграція за профілем ґрунту	2	2	2–3	2–3	2–3
Винос рослинами і далі трофічними ланцюгами	–	2	3–5	4–6	5–10

Розглянемо деякі результати, отримані під час дослідження означених підходів. Ми вивчали вплив низки речовин природного та штучного походження на модифікацію фізико-хімічних властивостей орного шару ґрунту. У цих дослідженнях було поставлено такі цілі:

- розробка складу (композиції), що утворюють плівку на поверхні ґрунту;
- розробка композиції для підвищення фіксації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті;
- вивчення чинників впливу на фільтраційно-конденсаційні властивості ґрунту.

Для закріплення поверхні об'єктів пилоутворення (дезактивовані піщані ґрунти та ін.) вивчали низку доступних побічних продуктів виробництва

целюлози. Кращі результати були отримані під час застосування омиленого талового пеку (ОТП). У табл. 2 наведено дані щодо вивчення впливу різних концентрацій композиції на основі ОТП (при сталій дозі діючої речовини 6 т/га) на глибину зволоження ґрунту та ступінь фіксації у ньому радіостронцію.

Таблиця 2

Вплив доз та концентрації композиції на основі ОТП на глибину зволоження ґрунту та фіксація в ньому  $^{90}\text{Sr}$

Доза композиції, т/га	Концентрація композиції, %	Глибина шару зволоження водою, ( $h_{\text{H}_2\text{O}}$ ), см	Глибина шару зволоження композицією, ( $h_{\text{ОТП}}$ ), см	Фіксація $^{90}\text{Sr}$ , % від внесеного у шар (0–10 см)
40	15,0	2,4	1,5	15,9
60	10,0	3,5	2,3	20,1
120	5,0	5,3	4,3	38,9
240	2,5	10,0	9,3	73,0

На підставі отриманих результатів робимо висновок, що у разі підвищення дози композиції та відповідного зменшення концентрації ОТП від 15,0 до 2,5%, глибина шару зволоження ґрунту збільшується у 6,2 раза. При цьому за рахунок контакту композиції з більшим об'ємом ґрунту кількість сорбованого ґрунтом радіостронцію підвищується у 4,6 раза. Зіставляючи цифри, що характеризують глибину зволоження ґрунту композицією та ступінь фіксації у ньому  $^{90}\text{Sr}$ , ми бачимо між цими показниками суттєву невідповідність. У разі застосування концентрованої композиції (15%), фіксується практично весь радіостронцій, що є у зволоженому шарі ґрунту, а у разі її концентрації у 2,5%, лише 73% внесеної активності. Це, можливо, пов'язане зі зменшенням щільності фіксації  $^{90}\text{Sr}$  при розчиненні композиції. Зниження концентрації композиції призводить також до зниження якості плівки на поверхні ґрунту, яка утворюється у разі внесення в ґрунт суспензії ОТП. Якщо при концентрації композиції в 15% плівка тримає поверхню до року, то при 2,5% – 1–2 місяці [2]. Отже, наведені результати ілюструють, як варіюючи дози та концентрації суспензії ОТП ми можемо змінювати щільність покриття, що утворює верхній шар ґрунту, та кількісні і якісні параметри фіксації  $^{90}\text{Sr}$  у дерново-підзолистому ґрунті.

Ми розробили технологію фіксації  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в орному шарі ґрунту [3, 8–10]. У її основі використання суспензії ОТП та бентонітової глини для фіксації радіостронцію та радіоцезію в ґрунті, перелік заходів щодо підготовки ґрунту, сукупність механізмів для здійснення усіх необхідних технологічних прийомів. Внесення в ґрунт сорбентів у дозах 3–6 т/га (ОТП) та 50–100 т/га (бентоніт) дало змогу обмежити рухливості радіонуклідів у системі ґрунт–рослина–вода загалом в 2–5 разів.

У табл. 3 наведено схему дослідів з порівняльного вивчення різних варіантів обмеження накопичення радіонуклідів рослинами. Варіант 2 – схема ІБОНХ, 3 – базова (схема, запропонована МНС України на основі аналізу результатів, отриманих у цьому напрямі), 4 – об'єднана схема. Добрива та інші компоненти, згідно схеми дослідів, вносили у перший рік під різнотрав'я. У подальші роки у

всіх варіантах добрива вносили як на контролі, тобто, у перший рік досліді ми вивчали пряму дію різних схем, у наступні – післядію.

Таблиця 3

Схема досліді з вивчення різних варіантів обмеження надходження радіонуклідів у рослини

Варіанти	Схема досліді
1	Контроль ( $N_{100}P_{100}K_{100}Ca_{2,5}$ т)
2	Контроль + композиція ІБОНХ (120 т/га 5% ОТП + 50 т/га бентонітової глини)
3	Базовий ( $N_{100}P_{150}K_{200}Ca_{2,5}$ т + гній 50 т/га)
4	Базовий + композиція ІБОНХ

Керуючись отриманими даними (табл. 4) бачимо, що всі досліджувані схеми суттєво обмежували поглинання радіонуклідів рослинами. Вміст радіостронцію та радіоцезію в рослинах у дослідних варіантах знижувався у 1,3–4,1 раза та у 1,3–7,4 раза, відповідно. Технології обмеження накопичення радіонуклідів рослинами, які вивчалися, за величиною отриманих ефектів можна розташувати у ряд: об'єднана > ІБОНХ > базова.

Принципової різниці між ефектами, отриманими у перший та наступні роки досліджень не простежено. Це свідчить про непогану післядію запропонованих прийомів, але з часом отримані ефекти зменшуються. У десятирічному досліді ефект післядії застосування композиції ІБОНХ на накопичення радіонуклідів рослинами знижувався удвічі.

Таблиця 4

Вивчення прямої дії та післядії різних схем обмеження надходження  $^{90}Sr$  та  $^{137}Cs$  у рослини (30-км зона ЧАЕС, мікропольові досліді)

№	Різотрав'я (1999 р.)			Кукурудза (2000 р.)			Соняшник (2001 р.)		
	Бк/кг	%, від контр.	Кн	Бк/кг	%, від контр.	Кн	Бк/кг	%, від контр.	Кн
<b>Р а д і о с т р о н ц і й</b>									
1	117 400	100,0	15,0	17 200	100,0	2,2	84 600	100,0	10,8
2	58 400	49,7	7,5	6 500	37,7	0,8	46 080	54,5	5,9
3	63 200	53,8	8,1	6 670	38,8	0,8	64 800	76,6	8,3
4	35 000	29,8	4,5	4 200	24,4	0,5	31 500	37,2	4,0
<b>Р а д і о ц е з і й</b>									
1	5 790	100,0	0,30	4 667	100,0	0,20	4 608	100,0	0,20
2	2 620	42,3	0,13	1 560	33,4	0,07	3 588	77,9	0,16
3	2 860	49,4	0,15	1 093	23,4	0,05	2 544	55,2	0,11
4	2 020	34,9	0,10	683	14,6	0,03	620	13,5	0,02

Отож, запропонована схема в поєднанні з іншими відомими прийомами обмеження поглинання радіонуклідів рослинами дають змогу отримувати суттєві синергічні ефекти.

Технологія обмеження накопичення радіонуклідів рослинами за допомогою агрохімічних засобів базується на застосуванні підвищених доз основних макроелементів, варіюванні їх співвідношень, використанні різних прийомів локалізації добрив. Застосування цієї технології дає змогу знизити поширення радіонуклідів із забруднених земель залежно від каналу міграції та умов у 2–6 разів (локалізація добрив, залежно від схеми, може як підвищувати, так і знижувати рухомість радіонуклідів у системі ґрунт–рослина). У табл. 5 наведені результати вегетаційного дослід з рослинами кукурудзи. Ґрунт для нього брали з ділянок мікропольового дослід у 30-км зоні ЧАЕС, де за даною схемою проводили дослід протягом шістнадцяти років. Підвищені дози Р, К, Са та їх суму, вносили кожен четвертий рік, тобто три роки добрива у всіх варіантах вносились, як на контролі, а на четвертий рік – відповідно до схеми. З отриманих результатів робимо висновок, що застосована схема внесення добрив суттєво вплинула на процеси трансформації обох радіонуклідів у ґрунті та їх доступність рослинам. Накопичення радіоцезію рослинами найбільше знижувалось у варіантах з підвищеною дозою К та усіх трьох макроелементів. Відповідні коефіцієнти накопичення (Кн) зменшувалися у 4,3 та 3,5 раза.

Підвищена доза Са знижувала Кн у 1,9 раза. У варіанті з підвищеною дозою фосфору накопичення радіоцезію було трохи вище контролю. Накопичення радіостронцію кукурудзою найбільше знижувалося у разі застосування підвищених доз усіх трьох мікроелементів – у 7,3 раза. Далі є варіанти з Са і Р – знижка у 5,6 і 2,8 раза, відповідно. Найменший вплив на поглинання рослинами радіостронцію був простежений під час застосування підвищеної дози калію. Наведені результати в якісному відношенні загалом відповідають даним щодо впливу макроелементів на рухомість  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у системі ґрунт–рослина, але отримані ефекти кількісно суттєво перевищують середньостатистичні показники [4, 5], що, на наш погляд, пов'язано із систематичним застосуванням підвищених доз макроелементів, і, як наслідок, спрямованим підсиленням отриманих ефектів у часі.

Таблиця 5

Вплив тривалого застосування підвищених доз макроелементів на накопичення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  рослинами кукурудзи (вегетаційний дослід)

№	Схема дослід	Кукурудза, фаза цвітіння				$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	
		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$		Рос-лина	Ґрунт
		Бк/кг	Кн	Бк/кг	Кн		
1	Контроль (К) $\text{N}_{100}\text{P}_{100}\text{K}_{100}$ $\text{Ca}_{2,5}$ т/га	3390	0,365	1380	0,512	0,4	0,3
2	К + $\text{K}_{500}$	686	0,084	1130	0,477	1,6	0,3
3	К + $\text{P}_{500}$	3420	0,464	788	0,187	0,2	0,6
4	К + $\text{Ca}_{10}$ т/га	1440	0,190	383	0,092	0,3	0,6
5	К + $\text{P}_{500}\text{K}_{500}\text{Ca}_{10}$ т/га	883	0,103	257	0,071	0,3	0,4

Співвідношення  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  у ґрунті варіювало у межах 0,3–0,6 тобто активність  $^{90}\text{Sr}$  становила 30–60% від активності  $^{137}\text{Cs}$ . У рослинах цей показник змінювався у ширшому інтервалі (0,2–1,6), що ілюструє складний вплив схеми дослідів на накопичення радіонуклідів рослинами.

На сьогодні коефіцієнти накопичення рослинами  $^{90}\text{Sr}$ , зазвичай, суттєво перевищують відповідні показники для  $^{137}\text{Cs}$  (у нашому досліді на контролі у 1,4–2,8 раза). На дослідних варіантах величини та співвідношення цих показників залежали від змін певних параметрів ґрунту, що визначали різні зміни коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинами. Так, при підвищеній дозі калію, який різко знижував поглинання рослинами радіоцезію і практично не впливав на радіостронцій, Кн  $^{90}\text{Sr}$  був вищий у 5,7 разів. Для варіанта з підвищеною дозою фосфору, в якому Кн  $^{137}\text{Cs}$  був трохи вище контролю, а Кн  $^{90}\text{Sr}$  суттєво знизився, вже Кн  $^{137}\text{Cs}$  перевищував Кн  $^{90}\text{Sr}$  у 2,5 раза. Наведені результати свідчать про широкі можливості впливу на ці показники.

У табл. 6 показано дані, отримані у мікропольовому досліді (особливості схеми ми вже описували під час розгляду результатів табл. 5). Показано, що розроблена схема внесення добрив суттєво впливала на міграційні можливості радіонуклідів у ґрунті. В орному шарі ґрунту зосереджено 92,8–98,1%  $^{137}\text{Cs}$  та 88,4–96,6%  $^{90}\text{Sr}$  від вмісту цих радіонуклідів у шарі ґрунту 0–45 см. Високі дози Р та К майже не впливали на перехід  $^{137}\text{Cs}$  за межі орного шару ґрунту. Підвищена доза Са збільшила цей показник у 2,5 раза, застосування всіх трьох макроелементів одночасно знизило у 1,6 раза. Рухомість  $^{90}\text{Sr}$  порівняно з  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті у всіх варіантах, за винятком четвертого, була вища у 1,8–3,7 раза. Вплив розробленої схеми застосування добрив на міграцію  $^{90}\text{Sr}$  також був більш суттєвий. Порівняно з контролем цей показник знижувався відповідно до варіантів у 1,9; 1,3; 2,1 та 3,4 раза.

Таблиця 6

Вплив тривалого застосування підвищених доз макроелементів на міграцію  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  за межі орного шару ґрунту  
(30-ти км зона ЧАЕС, мікропольовий дослід, 1989–2005 р.)

Схема досліді	Шар ґрунту, см	Вміст радіонуклідів			
		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
		Бк/кг	% міграції за межі орного шару ґрунту	Бк/кг	% міграції за межі орного шару ґрунту
Контроль (К)N <sub>100</sub> P <sub>100</sub> K <sub>100</sub> Ca <sub>2,5</sub> т/га	0–15	11 400	3,1	2 460	11,6
	15–45	353		323	
К + K <sub>500</sub>	0–15	14 200	3,1	3 320	6,1
	15–45	457		217	
К + P <sub>500</sub>	0–15	11 900	2,7	4 010	8,8
	15–45	335		387	
К + Ca <sub>10</sub> т/га	0–15	12 500	7,2	4 590	5,6
	15–45	977		274	
К + P <sub>500</sub> K <sub>500</sub> Ca <sub>10</sub> т/га	0–15	11 800	1,9	5 550	3,4
	15–45	232		196	

Під час розробки технології дезактивації поверхнево-забруднених радіонуклідами земель залучали хімічні, агротехнічні та агробіологічні підходи. Створена технологія містить відповідні блоки:

- ціль хімічного блоку технології – модифікація сорбційних властивостей орного шару ґрунту за допомогою сорбентів та меліорантів. Цей прийом дав змогу обмежити рухливість радіонуклідів у системі у 2–5 разів;

- ціль агротехнічного блоку – переміщення (захоронення) верхнього забрудненого шару ґрунту в підґрунт на глибину (30–40 см). Ця операція відбувається спеціально розробленим плугом. Ефект від прийому – обмеження міграційних можливостей у 2–10 разів;
- ціль біологічного блоку – попередити можливий контакт кореневої системи рослин з похованим у підґрунт забрудненим шаром ґрунту. Досягається створенням у ґрунті спеціального екрана з повільнодіючих добрив і меліорантів та підбором культур з урахуванням особливостей будови їх кореневої системи. Поглинання радіонуклідів рослинами із захороненого шару ґрунту при цьому зменшується у 2–4 рази.

З табл. 7 видно, що всі елементарні прийоми, які застосовувалися в технології дезактивації, впливали на накопичення радіонуклідів рослинами. Захоронення верхнього забрудненого шару ґрунту в підґрунт на глибину 30–35 см знижувало доступність радіонуклідів рослинами у 1,4–1,7 рази. Внесення у шар ґрунту, який захоронюється, сорбентів доводило ефект обмеження доступності радіонуклідів до 2,5–5,0 разів. Наявність активного екрана з повільнодіючих добрив та меліорантів знижувало Кн радіонуклідів у 2,1–3,7 рази. Застосування всього комплексу прийомів призводило до зниження накопичення радіонуклідів у 7,5–8,3 рази. Вплив як окремих елементів, так і в цілому технології дезактивації поверхнево-забруднених земель на особливості накопичення  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  рослинами був близький, різниця в їх накопиченні стосувалася лише кількісних параметрів.

Таблиця 7

Вплив окремих елементів технології дезактивації поверхнево-забруднених земель на коефіцієнт накопичення (Кн)  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  рослинами (30-км зона ЧАЕС мікропольові досліді, 1999–2000 рр.)

Схема досліді	Злакове різотрав'я		Озиме жито	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Контроль * $\text{N}_{100} \text{P}_{100} \text{K}_{100}, \text{Ca}_{2,5}$ т/га (оранка 0–15см)	0,25	2,41	0,15	1,13
Дезактивація **	0,15	1,53	0,10	0,81
Дезактивація + ОТП в похований шар	0,17	0,81	0,08	0,45
Дезактивація + бентоніт в похований шар	0,08	1,33	0,03	0,86
Дезактивація + активний екран на глибині 20см	0,09	1,08	0,02	0,54
Дезактивація + ОТП, бентоніт, активний екран	0,03	0,29	0,01	0,14

\* – у варіантах 2–6  $\text{N}_{100} \text{P}_{100} \text{K}_{100}, \text{Ca}_{2,5}$  т/га вносять у ґрунт під оранку після проведення дезактивації;

\*\* – поховання шару ґрунту 0–5 см без оберту пласта на глибину 30–35см, операцію здійснюють спеціально сконструйованим плугом.

Загалом після проведення дезактивації головні чинники ризику, пов'язані з забрудненням земель, зменшуються у 2–10 разів [1, 11].



Особливо хотілося б відзначити, що практично всі запропоновані технології, за винятком пілопригнічення, мають тривалу післядію, тобто, добре зберігають досягнуті ефекти у часі. Через 10 років після однократного застосування переважної більшості технологічних прийомів ефекти для більшості показників знизилися усього в 2 рази [11], що є суттєвою характеристикою ефективності будь-якого засобу втручання.

Отже, за період досліджень щодо зниження негативних наслідків аварії на ЧАЕС, ми обґрунтували концепцію нерозповсюдження радіонуклідів із забруднених земель як чинника зниження антропогенного навантаження зони відчуження на навколишнє середовище. Технології, розроблені для її реалізації, окрім попередження поширення радіонуклідів, суттєво поліпшують низку параметрів радіаційної ситуації безпосередньо на забруднених землях. Вони є простими у виконанні, технологічними, помірно витратними. Більшість з отриманих результатів можуть бути використані для розробки екстрених контрзаходів у разі аварійного забруднення земель радіонуклідами.

1. *Благоев В. В., Ляшенко А. Н., Левчук Н. Н.* Влияние дезактивации поверхностно-загрязненных почв на накопление радионуклидов растениями озимой ржи // Проблемы прикладной радиологии растений: Тез. докл. Всесоюз. конф., Чернигов, 17-23 сентября 1990. Чернигов, 1990. 17 с.
2. *Благоев В. В., Ляшенко А. Н., Бойко В. В.* и др. Проблема пылеподавления и ее решение в условиях ликвидации последствий аварии на ЧАЭС // Радиозкология и контрмеры: Тез. докл. I Междунар. семинара СО МСР, Киев, 27 апреля –4 мая 1991. 43 с.
3. *Благоев В. В., Ляшенко А. Н.* Некоторые подходы к решению проблем нераспространения радионуклидов с загрязненных земель // Радиозкологический съезд: Тез. докл., Киев, 20 –21 сентября 1993. Пушино, 1993. Ч. I. С. 116–117.
4. *Бондарь П. Ф., Заика В. В.* и др. Влияние удобрений и мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур на производственных почвах // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии: Тез. докл. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 81–82.
5. *Гулякин И. В., Юдинцева Ю. В.* Сельскохозяйственная радиобиология. М.: Колос, 1973. 272 с.
6. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 рр. Київ: Світ, 2000. 47 с.
7. *Кутлахмедов Ю. О., Міхєєв О. М., Зезіна Н. В.* та ін. Дослідження можливості застосування розроблених методів фітодезактивації та аквафітодезактивації на радіонуклідно-забруднених територіях України // Наука, Чорнобиль-98: Тез. доп. наук.-практ. конф., Київ, 1–2 квітня 1999. 111 с.
8. *Кухар В. П., Ляшенко О. М.* Обґрунтування та розробка технології фіксації радіонуклідів в орному шарі ґрунту // Наука, Чорнобиль-98: Тез. доп. наук.-практ. конф., Київ, 1–2 квітня 1999. 37 с.
9. *Кухарь В. П., Ляшенко А. Н., Пискун А. В.* и др. Некоторые подходы к ограничению выноса растениями  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из дерново-подзолистой почвы // Радиационное наследие XX века и восстановление окружающей среды: Тез. докл. Междунар. конф., Москва, 30 октября –2 ноября 2000. С. 142–143.

10. *Кухар В. П., Ляшенко О. М., Христенко Ю. С.* та ін. Порівняльне вивчення деяких схем обмеження переходу до рослин радіостронцію з дерново-підзолистого ґрунту // П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання: Тез. доп. Міжнар. конф., Київ, 18 – 20 квітня 2001. 190 с.
11. *Кухар В. П., Ляшенко О. М., Піскун О. В., Христенко Ю. С.* Концепція нерозповсюдження радіонуклідів із земель зони впливу аварії на ЧАЕС та приклади її реалізації в дослідженнях ІБОНХ НАНУ // Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС: Тез. Докл. Міжнар. конф., Житомир, 18–20 травня 2006. С. 111–115.
12. *Ляшенко О. М., Христенко Ю. С., Піскун О. В.* та ін. Розподіл радіонуклідів по профілю піщаного дерново-підзолистого ґрунту та їх рухомість // Наука, Чорнобиль-98: Тез. доп. наук.-практ. конф., Київ, 1–2 квітня 1999. 109 с.
13. Методика выполнения измерений с использованием спектрометра энергий бета-измерений сцинтилляционного типа СЕБ-01. Изд-во ГНПО «Метрология» Киев, 1999. 68 с.
14. Методика измерения удельных активностей радионуклидов с использованием полупроводниковых гамма-спектрометров. Изд-во Госком СССР по стандартам. Обнинск, 1990. 96 с.
15. *Павлоцкая Ф. И.* Методы определения в почве стронция-90 и других долгоживущих изотопов // Научно-химические методы исследования почв: Сб. научн. трудов. М.: Наука, 1966. С. 53–69.
16. Радиохимия / Под ред. В. Д. Нефедова. М.: Высшая школа, 1987. 272 с.
17. *Соботович Э. В.* Геохимический анализ эффективности защитных мероприятий 1986–1990 гг. в 30-км зоне ЧАЭС // Радиозкология и контрмеры: Тез. докл. I Междунар. семинара СО МСР, Киев, 27 апреля –4 мая 1991. С. 16–17.
18. *Соботович Э. В., Бондаренко Г. Н.* Понятие о самоочистке ландшафтов от радиационного загрязнения / Под ред. В.Г.Барьяхтара. Чернобыльская катастрофа. Киев: Наукова думка, 1995. С. 224–228.
19. *Швец Д. И., Стрелко В. В., Опенько Н. М.* и др. Фитосорбция – новые возможности очистки радиоактивно-загрязненных земель // П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання: Тез. доп. Міжнар. конф., Київ, 18–20 квітня 2001. С. 16.

**RADIOLOGICAL PROBLEMS OF THE LANDS OF THE ZONE INFLUENCED  
BY THE ACCIDENT ON THE CHORNOBYL APP IN THE RESEARCH OF  
IBOPC NAS OF UKRAINE**

**V. Kuhar, O. Lyashenko**

*The Institute of bioorganic chemistry and petrochemistry (IBOPC NAS of Ukraine)  
Murmanska, 1; Kyiv-94; Ukraine.*

The conception of non-proliferation of radionuclides from the polluted areas was substantiated and a number of technologies for its realization were developed. It was done in terms of longstanding researches of Cs and Sr transformation in the soil-plant-water system, conducted under laboratory and natural conditions (Chornobyl APP amortization zone). It was determined, that it is possible to limit the spreading of Cs and Sr from the radionuclide polluted areas 2-10 times by relatively simple means, and to improve the radiation situation on these lands essentially.

*Key words:* radionuclides, soil, plant, water, migration, sorbents, fertilizers, meliorants, decontamination.

Стаття надійшла до редколегії 29.11.2007  
Прийнята до друку 08.07.2008