



# Агроекологія, радіологія, меліорація

УДК 631.95:628.516:615.849

© 2017

*В.П. Ландін,*  
доктор сільсько-  
господарських наук

*Л.А. Райчук,*  
*І.К. Швиденко,*

кандидати сільсько-  
господарських наук  
Інститут агроекології  
і природокористування  
НААН

*В.П. Ткачук,*

*В.В. Гуреля,*

кандидати  
сільськогосподарських наук  
Інститут сільського  
господарства Полісся НААН

## ОСОБЛИВОСТІ ВІНОСУ $^{137}\text{Cs}$ ЗЕРНОВИМИ ТА ЗЕРНОБОБОВИМИ КУЛЬТУРАМИ В УМОВАХ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

**Мета.** З'ясувати особливості та характер виносу радіонуклідів зерновими і зернобобовими культурами на Житомирському Поліссі для формування економічно ефективних й екологічно збалансованих систем аграрного виробництва в регіоні. **Методи.** Відбір зразків, їх підготовку до вимірювань та власне вимірювання здійснювали за загальноприйнятими методиками. **Результати.** Виявлено варіабельність кореляційного зв'язку між потенційною здатністю сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди та інтенсивністю потоків виносу радіонуклідів з урожаєм. Установлено найефективніші системи удобрення для зниження накопичення радіонуклідів зерновими та зернобобовими сільськогосподарськими культурами. **Висновки.** Радіоекологічна ситуація в забруднених агроecosистемах Українського Полісся внаслідок припинення проведення комплексних контрзаходів змінюється вкрай повільно і повністю визначається фізичним розпадом радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та підвищенням рухомості  $^{90}\text{Sr}$  у системі «ґрунт — рослина». Тому слід мати якомога повну інформацію про властивості ґрунтів та щільність забруднення для оптимального використання ресурсів під час проведення контрзаходів, що потребує наукового супроводу.

**Ключові слова:** винос радіонуклідів з урожаєм, реабілітація сільськогосподарського виробництва, Українське Полісся, контрзаходи.

У регіоні Українського Полісся забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС докорінно

змінює екологічну ситуацію та умови діяльності сільських товаровиробників. За період соціально-економічних перетворень, що

відбулися в сільському господарстві за останні десятиліття, спеціалізація аграрного виробництва звузилася в бік галузі рослинництва і відповідно скоротилися галузі тваринництва. Як наслідок, значно зменшилися обсяги виробництва і використання органічних добрив та порушився найголовніший ланцюг агро-екоосистем, що забезпечує їх екологічно стале функціонування.

На забруднених радіонуклідами територіях дедалі частіше відбувається несанкціоноване, хаотичне і безконтрольне використання земель для вирощування сільськогосподарських культур, а ризик отримання радіоактивно забрудненої сільськогосподарської продукції залишається досить високим [1]. Важливою проблемою, яка потребує швидкого розв'язання, є відновлення сільгоспвиробництва на радіоактивно забруднених землях, яке передбачає вирощування культур із низькою здатністю до накопичення радіонуклідів. Такими культурами є зернові та деякі зернобобові за умови вирощування їх на зерно [2]. Тому об'єктивно актуальним є дослідження особливостей переходу радіонуклідів у такі рослини у віддаленій після аварії на ЧАЕС період.

**Мета досліджень** — з'ясувати особливості та характер вносу радіонуклідів зерновими та зернобобовими культурами на Житомирському Поліссі для формування економічно ефективних та екологічно збалансованих систем аграрного виробництва в регіоні.

**Матеріали та методика досліджень.** Аналіз сучасного рівня забруднення радіонуклідами продукції аграрних підприємств та особистих підсобних господарств селян у віддаленій період після Чорнобильської катастрофи проводили за результатами досліджень, отриманими в довгостроковому досліді на території дослідного господарства «Грозинське» ІСГП НААН та в заплаві р. Уж поблизу с. Христинівки Народицького р-ну Житомирської обл. та узагальненням офіційної інформації радіологічної служби Міністерства аграрної політики та продовольства України у Волинській, Житомирській, Рівненській, Київській і Чернігівській областях. Дослідження впливу різних варіантів удобрення (1 — без добрив, 2 —  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ , 4 —  $\text{N}_{30}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{30}$  як підживлення, 8 —  $\text{N}_{30}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{30}$  як підживлення, 11 —  $\text{N}_{30}\text{P}_{90}\text{K}_{100} + \text{N}_{35}$  — у фазі виходу у трубку +  $\text{N}_{35}$  — наливу зерна)

проводили на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті зі щільністю забруднення  $^{137}\text{Cs}$  у межах 37–185 кБк/м<sup>2</sup>. Інтенсивність накопичення та вносу радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  рослинами пшениці озимої, кукурудзи та сої вивчали на дерново-лучних легкосуглинкових ґрунтах II зони радіоактивного забруднення.

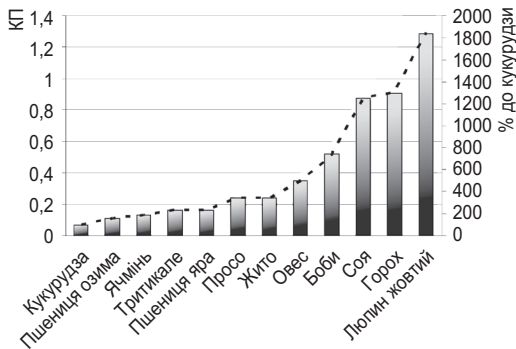
Відбір зразків і їх підготовку до вимірювань здійснювали за загальноприйнятими методиками [3]. Питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті і продукції визначали спектрометричним методом на сцинтиляційному  $\beta$ - $\gamma$ -спектрометрі СБГ-001 АКП.

Для оцінки накопичення радіонуклідів у врожаї за різної щільності забруднення ґрунту використовували коефіцієнт переходу (КП) та коефіцієнт накопичення (КН)  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в рослини. Винос радіонуклідів з урожаєм сільськогосподарських культур визначали розрахунковим методом за показниками врожайності культур ( $\tau/\text{га}$ ) і питомої активності радіонукліда в продукції або в біомасі (кБк/га).

**Результати досліджень.** За даними радіаційного обстеження, площа сільськогосподарських угідь зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту радіоізотопами цезію понад 37 кБк/м<sup>2</sup> на Поліссі становить 1172 тис. га, з яких 774,3 — орні землі та 423 тис. га — сінокоси й пасовища. Сільськогосподарські угіддя з високими рівнями радіоактивного забруднення на площі 130,6 тис. га були виведені з господарського використання і нині потребують реабілітації [4].

У квітні 2017 р. минув 31 рік після Чорнобильської катастрофи, що в часовому вимірі дорівнює одному періоду напіврозпаду основних дозоутворювальних радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Завдяки процесам фізичного розпаду радіонуклідів, необхідному поглинанню їх у ґрунті та агрохімічним контрзаходам, проведеним у перші 10 років після аварії, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у верхніх шарах ґрунту в агроценозах порівняно з перелогами знизилася майже вдвічі, тому радіаційна ситуація на забруднених територіях змінилася на краще.

Однак нині внаслідок припинення контрзаходів рівень забруднення ґрунту забруднених агроекоосистем змінюється вкрай повільно і повністю визначається фізичним розпадом радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та підвищенням рухомості  $^{90}\text{Sr}$  у системі «ґрунт — рослина».



**Рис. 1. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  зерновими і зернобобовими культурами з дерново-підзолистих ґрунтів Полісся України (2006–2015 рр.): ■ — % до кукурудзи; — — — КП**

Є всі підстави стверджувати, що стан радіоактивного забруднення земель ще довго визначатиметься виключно процесами автореабілітації ґрунтів [1, 4, 5].

За вирощування сільськогосподарських культур на дерново-підзолистих ґрунтах Полісся України, забруднених аварійними викидами ЧАЕС, мінімальні КП  $^{137}\text{Cs}$  виявлено в зерні кукурудзи, максимальні — у зерні люпину жовтого. Кратність відмінностей у відсотках до зерна кукурудзи при цьому сягає до 20-ти разів (рис. 1) [6, 7].

Слід зазначити, що серед досліджуваних сільськогосподарських культур найменше накопичують  $^{137}\text{Cs}$  зернові злакові культури. Коефіцієнт переходу радіонукліда в зерно жита озимого був у 3,5 раза вищим, ніж у зерні кукурудзи та у 5 разів вищим, ніж у зерні вівса. Проте максимальне накопичення  $^{137}\text{Cs}$  характерне для зернобобових культур. Серед представників групи зернобобових культур мінімальний уміст радіонукліда був у зерні бобів, у сої та гороху — практично вдвічі вищий, ніж у зернової групи. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в зерні люпину жовтого перевищувала максимальний показник для зернових культур майже в 4 рази.

Оцінку впливу систем удобрення на ступінь радіоактивного забруднення сільгосппродукції проведено на ділянках зі щільністю забруднення  $^{137}\text{Cs}$  233–320  $\text{кБк}/\text{м}^2$ ,  $^{90}\text{Sr}$  — 5  $\text{кБк}/\text{м}^2$  та питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті від  $1351 \pm 317$   $\text{Бк}/\text{кг}$  та  $^{90}\text{Sr}$  від  $48,6 \pm 10,0$   $\text{Бк}/\text{кг}$  відповідно. За отриманими даними (таблиця), за внесення під час сівби кукурудзи повного мінерального удобрення в дозі  $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{90}$  на 1 га КН  $^{90}\text{Sr}$  у зерні був вищим на порядок, а КП — у 35 разів, ніж відповідні коефіцієнти  $^{137}\text{Cs}$ . Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у вегетативній масі кукурудзи варіює у межах 87–132  $\text{Бк}/\text{кг}$ , тобто не перевищує допустимих рівнів забруднення і може використовуватися на корм

**Забруднення рослин кукурудзи, пшениці та сої  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ,  $\text{Бк}/\text{кг}$  (2014–2016 рр.)**

Види зразків	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
			КП	КН	КП	КН
<i>Кукурудза</i>						
Стебло (без листя)	87,0±22,0	—	0,27	0,06	—	—
Листя	132,0±33,0	—	0,41	0,10	—	—
Стрижні качанів (без зерна)	89,0±22,0	—	0,28	0,06	—	—
Обгорткові листки качанів	108,0±27,0	—	0,34	0,08	—	—
Зерно	51,0±13,0	19,9±4,0	0,16	0,04	4,10	0,41
<i>Пшениця</i>						
Солома	12	7	0,05	0,003	1,4	0,07
Зерно	427	25	1,85	0,19	5,4	0,26
<i>Соя</i>						
Зерно	1300	15,3	0,96	0,23	2,10	0,21
Листя	227,0	276,0	0,17	0,40	3,79	0,38
Стебло	169	59,5	0,13	0,03	8,16	0,81
Коріння	270	76,0	0,20	0,05	10,43	1,04
Стручки	638	90,4	0,47	0,11	12,40	1,24

тваринам без обмежень. У зерні кукурудзи питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  становить відповідно 51,0 і 19,9 Бк/кг, тобто відповідає верхній межі допустимого рівня забруднення для продовольчого зерна.

Накопичення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  у зерні сої (щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  1348,7 кБк/м<sup>2</sup>,  $^{90}\text{Sr}$  — 7,29 кБк/м<sup>2</sup>, питома активність ґрунту — 5680,0±911,0 Бк/кг та 73,1±15,3 Бк/кг відповідно) у 6 разів було вищим, ніж у зерні кукурудзи, а забруднення зерна сої радіонуклідами  $^{90}\text{Sr}$  майже на 2 порядки нижчим, ніж  $^{137}\text{Cs}$  (таблиця). Вегетативна маса сої — стебло і стручки — у 1,9 та 5,9 рази більше забруднені радіонуклідами  $^{137}\text{Cs}$ , ніж кукурудза.

Також за результатами досліджень (рис. 2), найефективнішу дію добрив було відзначено у варіанті досліду 8 ( $\text{N}_{30}\text{P}_{60}\text{K}_{60} + \text{N}_{30}$  як підживлення). Слід наголосити, що саме в цьому варіанті удобрення коефіцієнти кореляції між рівнем забруднення ґрунту і валовим виносом радіонукліда із зерном віса дещо різняться: для залежності валового виносу  $^{137}\text{Cs}$  з урожаєм від рівня забруднення ґрунту — 0,39, для залежності забруднення зерна від рівня забруднення ґрунту — 0,72.

Тобто, крім потенційної здатності сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди, значущою є інтенсивність потоків виносу радіонуклідів з урожаєм, який і визначає колективну дозу опромінення [7]. У віддалений період після Чорнобильської

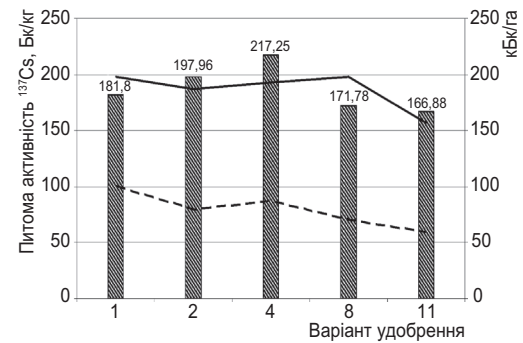


Рис. 2. Вплив систем удобрення на накопичення та винос  $^{137}\text{Cs}$  з урожаєм віса (зерно): ▨ — валовий винос, кБк/га; — — — ПА (ґрунт); - - - ПА (зерно)

катастрофи логічним і доцільним є врахування не лише заходів, спрямованих на зменшення індивідуальної ефективної дози опромінення населення виробництвом гарантованої радіоекологічно безпечної харчової продукції, а й колективної дози для визначених груп населення [9–11]. Тому контрзаходи слід проводити за вирощування саме таких культур, які б найменше накопичували радіонукліди з ґрунту. Отримані результати свідчать про те, що найбільш дієвим і доцільним заходом щодо зменшення надходження радіонуклідів у рослинну продукцію є застосування повного мінерального добрива з підвищеними дозами калійних.

## Висновки

Радіоекологічна ситуація, яка нині склалася в забруднених агроecosистемах Українського Полісся внаслідок припинення проведення комплексних контрзаходів, змінюється вкрай повільно і повністю визначається фізичним розпадом радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та підвищенням рухомості  $^{90}\text{Sr}$  у системі «ґрунт — рослина».

Наголошуючи на радіаційно-екологічних проблемах реабілітації сільськогосподарського виробництва постраждалих територій, слід звертати увагу не лише на потенційну здатність сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди, а й на інтенсивність потоків виносу радіонуклідів з урожаєм, а саме — величину

їх виносу. Саме цей показник визначає колективну дозу опромінення мешканців радіоактивно забруднених територій.

Потенційна здатність сільськогосподарських культур до накопичення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  та величина виносу радіонуклідів з урожаєм не завжди позитивно корелюють між собою. Тому потреба в проведенні контрзаходів не викликає сумніву. Оскільки кошти на їх проведення державою нині не виділяються, потрібно мати якомога повнішу інформацію про властивості ґрунтів і щільність поверхневого забруднення з метою оптимального використання ресурсів під час проведення контрзаходів, що потребує наукового супроводу.

## Бібліографія

1. *Радіаційно-екологічні* аспекти використання забруднених земель у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС/О.І. Дутов, В.П. Ландін, А.О. Мельничук, О.І. Гриник//Агроекологіч. журн. — 2015. — № 1. — С. 115–120.
2. *Distribution of natural and artificial radionuclides in chernozem soil/crop system from stationary experiments*/B. Nataša Sarap, M. Milica Rajačić, G. Ivica Đalović at al.//Environmental Science and Pollution Research. — 2016. — V. 23. — Iss. 17. — P. 17761–17773.
3. *Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології*. — К., 1992. — 136 с.
4. *Радиологическая обстановка в Украине после Чернобыльской аварии и оптимизация применения контрмер на современном этапе*/В.А. Кашпаров, В.И. Йощенко, Ю.О. Бондарь, Э.С. Танкач//Радиационная гигиена. — 2009. — Т. 2, № 1. — С. 15–19.
5. *Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: рекомендації*; за ред. Б.С. Прістера. — К.: АТІКА, 2007. — 196 с.
6. *Дутов О.І.* Сільськогосподарські культури для сівозмін в умовах радіоактивного забруднення ґрунту/О.І. Дутов//Вісн. ХДАУ. — Х., 1999. — С. 164–168.
7. *Дутов О.І.* Розміщення сільськогосподарських культур у сівозмінах в умовах радіоактивного забруднення ґрунту/О.І. Дутов, П.Ф. Бондар, П.І. Вітриховський//Аграрна наука — виробництву. — 1999. — № 1. — С. 6.
8. *Ярмоленко С.Л.* Радиобиология человека и животных/С.Л. Ярмоленко. — М.: Высш. шк., 1988. — 424 с.
9. *Радиационная и ядерная медицина: физические и химические аспекты*; под ред. Э.М. Бекман, О.А. Полонской-Буслаевой. — М., 2012. — 400 с.
10. *Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження*/Г.М. Чоботько, Л.А. Райчук, Ю.М. Пісковий, І.І. Ясковець//Агроекологіч. журн. — 2011. — № 1. — С. 37–42.
11. *Соціально-екологічні чинники споживчої поведінки населення на радіоактивно забруднених територіях Полісся*/Д.П. Качур, П.В. Замостян, Г.П. Паньковська та ін.//Там само. — 2010. — № 2. — С. 106–109.

Надійшла 28.07.2017.