

## ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ АГРОЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС\*

М.І. Дідух, В.П. Славов

*Житомирській національній агроекологічній університет*

*Наведено результати оцінювання особливостей забруднення агроecosистем Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС. Встановлено, що основні чинники впливу на надходження  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунтів радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь у віддалений період не відрізняються від чинників попереднього періоду. Встановлено, що сучасні рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах агроценозів більші ніж удвічі нижчі від природних фітоценозів. Незважаючи на значний рівень забруднення ґрунтів, ступінь забруднення сільськогосподарської продукції є доволі низьким і не перевищує допустимих рівнів радіонуклідів (ДР-2006).*

**Ключові слова:** агроecosистеми, агроценози, фітоценози, радіоактивне забруднення,  $^{137}\text{Cs}$ , коефіцієнт переходу, віддалений період перебігу радіаційної ситуації.

Серед найтяжчих екологічних наслідків Чорнобильської аварії є радіоактивне забруднення значних територій аграрних екосистем. Це — один із основних чинників, від яких залежить рівень радіаційної безпеки навколишнього природного середовища, оскільки формування дози опромінення населення значною мірою зумовлено споживанням сільськогосподарських харчових продуктів, вироблених на цих територіях.

Результати радіологічного обстеження ґрунтів після Чорнобильської аварії щодо щільності забруднення техногенним  $^{137}\text{Cs}$  свідчать, що одним з найбільш виражених у межах України ареалів радіоактивного забруднення ґрунтово-рослинного покриву є лісові та агроecosистеми Полісся України і, особливо, Житомирської обл. [1, 2].

У зону з радіаційним забрудненням  $^{137}\text{Cs} > 1 \text{ Кі/км}^2$  потрапило 327,1 тис. га сільськогосподарських угідь Житомирського Полісся, що становить 52,9% від

їх загальної площі, а  $^{90}\text{Sr} > 0,02 \text{ Кі/км}^2$  — 572,8 тис. га, або 92,7%. Загальна площа сільськогосподарських угідь та міжгосподарських лісів із рівнем забруднення понад  $1 \text{ Кі/км}^2$  становить 472,823 тис. га [3].

За увесь післяаварійний період рівень радіоактивного забруднення лісових та агроecosистем значно знизився. Загальна активність радіонуклідів знизилася більше ніж у 200 разів, а рівень радіоактивності, що залишається в екосистемах Полісся України, більш ніж на 85% спричинено  $^{137}\text{Cs}$ , майже 10% —  $^{90}\text{Sr}$  та трансурановими елементами, переважно  $^{241}\text{Pu}$  [2]. Слід наголосити, що просторовий розподіл  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{241}\text{Pu}$  істотно відрізняється від розподілу  $^{137}\text{Cs}$ , оскільки понад 60% викинутих із чорнобильського реактора ізоотопів трансуранових елементів, у т.ч.  $^{90}\text{Sr}$ , залишилося на території зони відчуження [4, 5].

В аграрних екосистемах сформувалися відносно стійкі біогеохімічні цикли  $^{137}\text{Cs}$ , і встановився специфічний розподіл радіонукліда в системі «ґрунт — рослина». Розімкнення біогеохімічних циклів  $^{137}\text{Cs}$  та поступову зміну їх параметрів зумовлено радіоактивним розпадом  $^{137}\text{Cs}$  (період напіврозпаду ~30 років), його відчуженням з використовуваною частиною продукції рослинництва і тваринництва, перерозпо-

\* Публікація містить результати досліджень, проведених за грантової підтримки Державного фонду фундаментальних досліджень за конкурсним проектом Ф60/3-2015.

ділом  $^{137}\text{Cs}$  між сполученими ландшафтами [6–8].

Наразі існує кілька підходів до аналізу сучасної радіоекологічної ситуації на забруднених територіях. Один із них базується на розрахунках доз опромінення населення з урахуванням даних радіоактивного забруднення основної продукції, що входить до раціону харчування (молоко та картопля), інший — на оцінці щільності забруднення ґрунтів як первинної ланки міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах «ґрунт — рослина — тварина — продукція — людина» [9].

Проте у цих згаданих методологіях оцінки радіаційної ситуації часто не враховуються істотні неоднорідності щодо забруднення певних ланок екосистем. Існування розбіжностей щодо радіоактивного забруднення ґрунту та його властивостей призводить до існування невизначеностей в оцінці рівня забрудненості продукції сільськогосподарського виробництва тваринного та рослинного походження, а відтак — ризику проживання людини на забрудненій території.

Такі невизначеності носять принциповий характер і не можуть бути усунені шляхом удосконалення системи моніторингу забрудненої території. Вони потребують нових підходів до опису радіоекологічного рівня забруднених радіонуклідами територій та оцінки ступеня забрудненості сільськогосподарської продукції і ризику проживання населення на забрудненій території. З огляду на це, метою роботи була радіаційно-гігієнічна оцінка особливостей забруднення агроекосистем Полісся України у віддалений період після аварії на ЧАЕС.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Оцінювання нинішнього рівня радіоактивного забруднення агроекосистем Полісся України здійснювали на основі інформації про рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у певних елементах систем, а також тенденцій щодо їх зміни.

У процесі аналізу радіаційної ситуації із залученням офіційної інформації вини-

кали суперечності, зняти які можна було лише шляхом проведення додаткових експериментальних досліджень з оцінювання закономірностей міграції  $^{137}\text{Cs}$  у трофічних ланцюгах «ґрунт — рослина — продукція».

Об'єктом проведення досліджень з вивчення параметрів і особливостей розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у системі «ґрунт — рослина» в радіоактивно забруднених агроекосистемах були сільськогосподарські угіддя довкола смт Народичі (природні і напівприродні угіддя, якими є пасовища та сіножаті, а також орні угіддя на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах). Згідно з даними відповідних рекомендацій [9], території, які після 10–15 років після Чорнобильської аварії характеризувалися щільністю забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  у межах 9–17  $\text{Ки}/\text{км}^2$ , належать до зони безумовного (обов'язкового) відселення.

Природна матриця ландшафту є типовою для Поліського регіону, характеризується плоско-опуклими водороздільними поверхнями і їх схилами. Основна частина агроекосистеми використовується під орні угіддя. Наразі природні лугові біогеоценози збереглися тільки на незручних для оранки площах — у заплавах р. Вуж та її приток.

Для досліджень були вибрані опорні майданчики в агрофітоценозах основних культур польової сівозміни — пшениця озима (координати —  $51.224230^\circ$ ,  $51.224242^\circ$  пн.ш.;  $29.106638^\circ$ ,  $29.106647^\circ$  сх.д.) і картопля (координати —  $51.127745^\circ$ ,  $51.127762^\circ$  пн.ш.;  $29.101276^\circ$ ,  $29.101298^\circ$  сх.д.) і в природних лугових фітоценозах — суходільні луки (координати —  $51.196130^\circ$ ,  $51.196141^\circ$  пн.ш.;  $29.081170^\circ$ ,  $29.081182^\circ$  сх.д.) та вологі заплавні луки (координати —  $51.195112^\circ$ ,  $51.195122^\circ$  пн.ш.;  $29.083065^\circ$ ,  $29.083076^\circ$  сх.д.). Агрофітоценози розташовуються на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах, що характеризуються легким гранулометричним складом, несприятливими водно-фізичними та агрохімічними властивостями. Місце розташування фітоценозів природних лук — заплавна частина р. Вуж, характеризується коротким періодом затоплення у весняний паводковий

період тривалістю менше 20 діб. Ґрунти — дернові, глибокі, глейові, легкосуглинкові на алювіальних відкладах. Травостій використовується для випасу тварин, до його складу входять такі злаки: костриця лучна та червона, тимофіївка лучна, лисохвіст лучний і звичайний; серед бобових — коношина лучна і повзуча, мишачий горошок, чина лучна.

Відбір зразків ґрунту, продукції з присадибних ділянок, сіна та молока для визначення  $^{137}\text{Cs}$  здійснювали згідно з «Методикою комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження)» [10].

Визначення  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті та продукції здійснювали в лабораторії Житомирського національного агроекологічного університету методом гамма-спектрометрії на сцинтиляційному гамма-спектрометрі типу АК-01с та в лабораторії радіаційного моніторингу ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва» НАМН України на спектрометричній системі ADCAM-100 (ORTEC inc., США) з двома напівпровідниковими детекторами GEM-40125 та GEM-50250.

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Під час аналізу матеріалів радіаційного моніторингу забруднених територій

Житомирського Полісся встановлено, що основними чинниками незадовільної радіаційної ситуації нині є наявність значних площ природних кормових угідь. Ці угіддя функціонують як пасовища та сіножаті, розташовані на луко-болотних, торфоболотних та дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах і, як правило, характеризуються високими коефіцієнтами переходу радіонуклідів у продукцію.

Незважаючи що з моменту аварії на Чорнобильській АЕС пройшло майже 30 років, ці угіддя залишаються критичними щодо біогенної міграції  $^{137}\text{Cs}$  у системі «ґрунт — рослина», і своєю чергою є свідченням закономірностей, встановлених проведеними раніше дослідженнями [7, 14].

Аналіз даних різних радіологічних служб, наукових організацій та власних досліджень свідчить про значну нерівномірність (строкатість та плямистість) забруднення агроecosystem. Абсолютні значення забруднення ґрунту сільськогосподарських угідь варіюють у межах 185–1480 кБк/м<sup>2</sup>.

Так, найбільш забрудненими у Народицькому р-ні є населені пункти Христинівка (середня щільність забруднення 436 кБк/м<sup>2</sup>, питома активність ґрунту за  $^{137}\text{Cs}$  становить 392–5770 Бк/кг), Народичі (питома активність ґрунту за  $^{137}\text{Cs}$  — 662–3312 Бк/кг) та Селець (257–2091 Бк/кг) (табл. 1).

Таблиця 1

**Радіоекологічна характеристика агроecosystem у населених пунктах Народицького р-ну Житомирської обл.**

Населений пункт	Присадибні ділянки, га	Землі запасу, га	Пасовища, сіножаті, га	Потужність експозиційної дози, мР/год.		Середня щільність забруднення $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ у ґрунті, Бк/кг
				min	max		
Базар	77,5	86,4	89,6	0,013	0,049	241±58	361–1074
Рудня							
Базарська	8,6	26,4	12,1	0,014	0,041	259±62	482–1839
Межеліска	40,5	32,7	28,8	0,014	0,034	258±62	290–734
Народичі	54,6	133,0	142,3	0,011	0,038	402±48	362–3312
Селець	154,85	35,5	86,3	0,014	0,049	260±63	257–2091
Христинівка	38,0	36,7	70,76	0,013	0,044	436±57	392–5770

Як відзначалося вище, для вивчення особливостей міграції  $^{137}\text{Cs}$  у трофічному ланцюзі «грунт – рослини – продукція» були вибрані такі елементи агроєкосистем: присадибні ділянки, орні землі та природні луки, і на основі первинної та вторинної продуктивності цих систем оцінено можливе надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму людини.

Сільськогосподарські угіддя (орні землі, випаси і сіножаті), якими користуються мешканці досліджуваних населених пунктів, розташовуються в основному на грунтах, що представлені дерново-підзолистими супіщаними, глеюватими в поєднанні з лучно-болотними грунтами. Всі ці ґрунти відзначаються низьким рівнем родючості. Вміст гумусу в дерново-підзолистих ґрунтах варіює у межах 1,42–184%, а в лучно-болотних – 1,90–2,34%. Наявність в ґрунтовому комплексі водню та амонію, незадовільний рівень насиченості основами зумовлюють підвищену кислотність цих ґрунтів, що варіює у межах 4,8–6,3. Забезпеченість (за Кірсановим): рухомими формами фосфору характеризується як підвищена – 3,65–4,46 мг/100 г ґрунту, обмінним калієм – середня – 4,94–9,50 мг/100 г ґрунту; також характерним є вміст обмінних форм кальцію і магнію, відповідно 1,10–4,90 і 0,96–2,64 мг-екв/100 г ґрунту.

Уміст  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах опорних майданчиків також є неспецифічним для різних елементів агроєкосистем – відповідає типовим показниками певних ґрунтів (рис. 1) [5, 7].

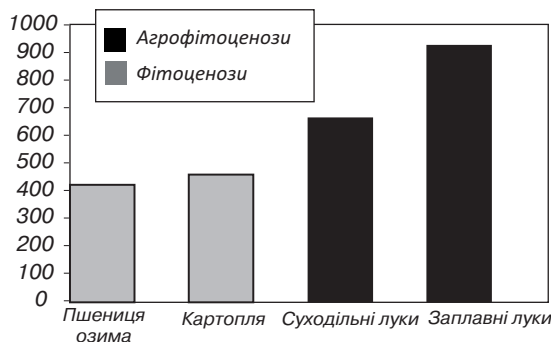


Рис. 1. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах різних агроєкосистем

Насамперед, нинішні рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах агроєкосистем смт Народичі становлять 420–930 Бк/кг, що відповідає щільності поверхневого радіоактивного забруднення 30-см шару – 170–380 кБк/м<sup>2</sup> (або 4,6–10,3 Кі/км<sup>2</sup>) і істотно перевершують фонові (10–12 кБк/м<sup>2</sup>) або нормативно допустимі ( $\leq 37$  кБк/м<sup>2</sup>) параметри. Крім того, в просторовому розподілі  $^{137}\text{Cs}$  у ландшафті спостерігається значна неоднорідність: в агроєкосистемах величини питомої активності радіонукліда понад удвічі менші, ніж у фітоценозах. Тобто підтверджується процес значущого вторинного перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  у післячорнобильський період у ґрунтах схилових ландшафтів, що продовжується і нині внаслідок ерозійного масового переносу дрібнозему ґрунтів [11, 12].

Також спостерігаються різні особливості профільного розподілення  $^{137}\text{Cs}$  у орних ґрунтах агроєкосистем і цілинних ґрунтах лугових природних фітоценозів (рис. 2). Глибина масового проникнення  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунти орних земель є більшою, ніж цілинних, і фактично повністю визначається процесом агротурбації та потужністю перевернутого пласта, що варіює у межах 10–30 см.

У ґрунтовому профілю природних та напівприродних сільськогосподарських угідь радіальна міграція  $^{137}\text{Cs}$  відбувається внаслідок повільно поточного процесу дифузії, турбаційної діяльності мезофауни ґрунту, а також значно залежить від потужності ризосфери і процесів обміну між ґрунтом і корінням рослин.

Загалом, у природних фітоценозах лук істотніше вираженою є локалізація основної маси  $^{137}\text{Cs}$  у поверхневому 10-см шарі ґрунту.

Величина коефіцієнтів переходу (КП) радіонуклідів і рівнів забруднення травостою залежить від багатьох чинників, насамперед, від типу ґрунту, його агрохімічної характеристики, водного режиму, ботанічного складу травостою тощо. Залежно від агрохімічних властивостей ґрунтів, уміст радіонуклідів у рослинах може змінюватись більш ніж у 10 разів [8].

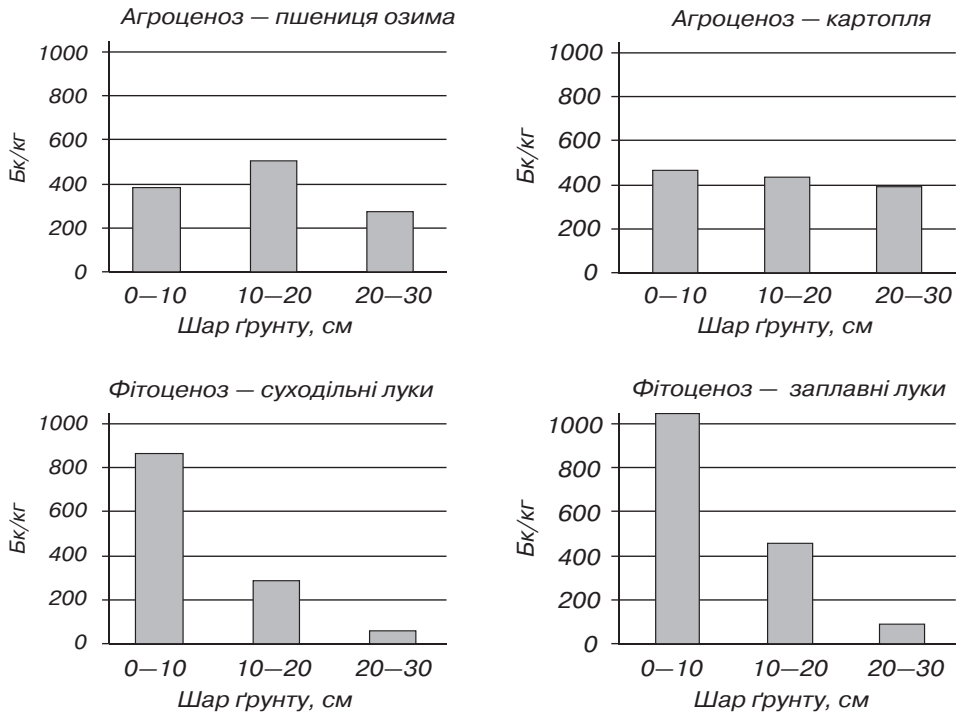


Рис. 2. Розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілю на орних та природних угіддях смт Народичі

За результатами раніше проведених досліджень встановлено, що у більш пізні періоди (25–30 років) після Чорнобильської аварії ґрунти природних фітоценозів і, особливо, заплавних лук (торфоболотні ґрунти) залишаються критичними щодо біогенної міграції  $^{137}\text{Cs}$  у системі «ґрунт – рослина» [13].

Основною продукцією агрофітоценозів смт Народичі були зерно пшениці озимої та бульба картоплі, а серед овочевих культур, що вирощувалися на присадибних ділянках, – картопля, капуста, столові буряки, морква, цибуля, томати, огірки, редька, кріп та щавель.

Надходження  $^{137}\text{Cs}$  в урожай основних сільськогосподарських культур залежить від типу ґрунту і видів сільськогосподарських культур (табл. 2).

Незважаючи на значний рівень радіологічного забруднення ґрунтів (124–721 Бк/кг), ступінь забруднення сільсько-

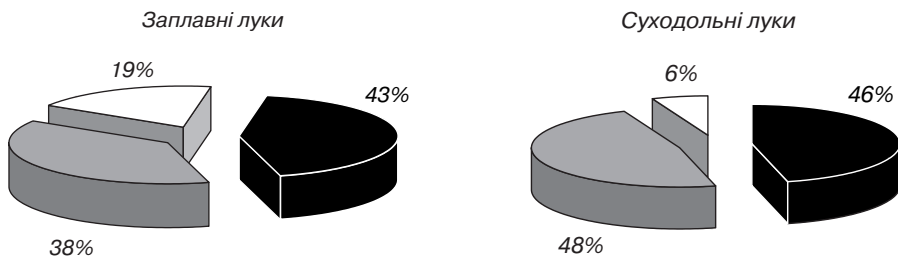
господарської продукції був доволі низьким і не перевищував допустимих рівнів (ДР-2006) [14]. Найвищий рівень забруднення сільськогосподарської продукції зафіксовано на природних угіддях (КП  $^{137}\text{Cs}$  становив 0,06–0,66), проте абсолютні величини активності  $^{137}\text{Cs}$  у травостой та снігах цих угідь не перевищували ДР-2006. Це можна пояснити тим, що під час формування врожаю значна частина  $^{137}\text{Cs}$  перерозподіляється у дернину угідь (рис. 3).

Найвищими є КП  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту в продукцію природних угідь (0,06–0,66), що залежали від сезону року та їх виду. Набагато нижчими були значення КП  $^{137}\text{Cs}$  в овочевих культурах, вирощених на особистих підсобних ділянках, величини яких також залежали від сезону року. Так, весною значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у петрушку, зелену цибулю, щавель та кріп були на порядок вищими порівняно з КП у літній та осінній сезони.

Таблиця 2

**Коефіцієнти переходу (Бк·кг<sup>-1</sup>)/(кБк·м<sup>-2</sup>) <sup>137</sup>Cs в основні продукти сільськогосподарського виробництва на території смт Народичі, 2015 р.**

Вид продукції	Сезон		
	Весна	Літо	Осінь
<i>Агрофітоценози</i>			
Пшениця озима (зерно)	–	0,02±0,001	–
Картопля (бульба)	–	0,01±0,001	–
<i>Фітоценози</i>			
Пасовищна трава суходільних лук	0,18±0,008	0,11±0,003	0,06±0,002
Сіно суходільних лук	–	0,42±0,013	–
Пасовищна трава заплавних лук	0,32±0,008	0,18±0,007	0,09±0,005
Сіно заплавних лук	–	0,66±0,013	–
<i>Особисті підсобні ділянки (городи)</i>			
Цибуля зелена	0,12±0,008	0,07±0,008	–
Щавель	0,24±0,007	0,09±0,008	–
Редька	0,16±0,009	–	–
Петрушка	0,14±0,004	0,09±0,001	0,01±0,001
Кріп	0,15±0,004	0,10±0,003	0,04±0,003
Огірки	–	0,06±0,003	0,02±0,001
Томати	–	0,10±0,002	0,05±0,003
Картопля	–	0,05±0,002	0,02±0,002
Морква	–	0,09±0,002	0,04±0,002
Столові буряки	–	0,12±0,00	0,09±0,004
Капуста	–	0,11±0,002	0,03±0,002



**Рис. 3.** Розподіл активності <sup>137</sup>Cs у формуванні врожаю природних угідь: ■ – ґрунт; ■ – дернина; □ – травостій

Найбільшою питомою активністю та КП <sup>137</sup>Cs характеризуються природні трави лук заплавної типу з торфово-глейовими ґрунтами, різниці значень їх КП <sup>137</sup>Cs вимі-

рюються навіть на рівні одиниці. Це можна пояснити агрохімічними відмінностями у межах одного типу органічних ґрунтів. На жаль, вивченню властивостей торфо-



болотних ґрунтів приділено недостатньо уваги порівняно з мінеральними типами, тому надалі слід детальніше дослідити саме органогенні ґрунти.

### ВИСНОВКИ

У віддалений період після аварії на ЧАЕС основними чинниками радіаційної ситуації в агроecosистемах Полісся України залишаються значні площі природних кормових угідь. Нинішні рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах цих угідь є доволі високими (420–930 Бк/кг) — істотно перевищують фонові і майже вдвічі вищі, ніж у агроценозах.

Незважаючи на значний рівень забруднення ґрунтів, рівні забруднення сільськогосподарської продукції як у агроценозах, так і у фітоценозах були доволі низькими і не перевищували допустимих значень ДР-2006.

Для сучасного прогнозування радіоактивного забруднення продукції рослинництва та радіоекологічного обґрунтування допустимих рівнів забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  коректно використовувати коефіцієнти переходу радіонукліда, отримані за останній період щодо різних умов ведення господарства.

### ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених територіях Житомирської області та їх комплексна реабілітація на 2004–2010 роки: метод. рекомендації. — Житомир: Держ. агрокол. ун-т, 2004. — 121 с.
2. Радиационно-экологические аспекты использования загрязненных земель в отдаленном периоде после аварии на Чернобыльской АЭС / А.И. Дутов, В.П. Ландин, А.А. Мельничук, О.И. Гриник // Агроэкологический журнал. — 2015. — № 1. — С. 115–120.
3. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чернобыльської катастрофи, у віддалений період: рекомендації / за заг. ред. Б.С. Прістера. — К.: АТІКА, 2007. — 196 с.
4. Радиологическая обстановка в Украине после Чернобыльской аварии и оптимизация применения конгрмер 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. Дутов О.І. Радіаційно-екологічні аспекти використання ґрунтів, забруднених радіонуклідами / О.І. Дутов, М.М. Єрмолаєв // Вісник аграрної науки. — 2013. — № 2. — С. 51–54.
6. Характеристика радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате Чернобыльской катастрофы / О.В. Войцехович, О.Е. Гайдар, С.В. Давидчук и др. // 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Нац. докл. Украины. — К.: Аттика, 2006. — С. 13–29.
7. Попов В.Е. Вертикальное распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в аллювиальных почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС / В.Е. Попов, А.А. Северинина, Ц.И. Бобовникова // Почвоведение. — 1994. — № 1. — С. 8–11.
8. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва — растение /
- Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, В.И. Дутинов, Ю.В. Хомутинин // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИ-ИСХР. — К., 1992. — Вып. 2. — С. 108–117.
9. Рекомендації щодо використання сільськогосподарських угідь населених пунктів, які за радіологічними показниками можуть бути виведені за межі 2-ї зони / Л.В. Калиненко, Г.П. Перепелятніков, М.І. Дідух та ін. — К.: Атіка, 2008. — 108 с.
10. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чернобыльської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження) / О.В. Кашпаров, Л.В. Калиненко, Г.П. Перепелятніков та ін. — К.: Атіка-Н, 2007. — 60 с.
11. Пристер Б.С. Оценка «гарантированных» коэффициентов перехода радиоактивного цезия в сельскохозяйственные культуры по агрохимическим показателям почвы / Б.С. Пристер, Ю.В. Хомутинин, Л.В. Перепелятникова // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИ-ИСХР. — К., 1991. — Вып. 1. — С. 132–141.
12. Gudkov I. Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems / I. Gudkov // Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education / edited by K.H. Dugus. — Warsaw: Oficyna Wydawnicza WSEIZ, 2012. — P. 27–34.
13. Дутов О.І. Наукові основи формування агроecosистем на радіоактивно забруднених територіях: автореф. ... дис. д-ра біол. наук: спец. 03.00.16 / А.І. Дутов. — К., 2013. — 41 с.
14. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Гігієнічний норматив: ГН 6.6.1.1-130-2006. — [Чинний від 2006-07-17]. — К. 2006. — 45 с. — (Національні стандарти України).

## REFERENCES

1. *Vedennia silskoho hospodarstva na radioaktyvno zabrudnennykh terytoriiakh Zhytomyrskoi oblasti ta yikh kompleksna reabilitatsiia na 2004–2010 roky: metod. rekomendatsii* [Farming in contaminated areas Zhytomyr region and their complex rehabilitation for 2004–2010: method. Recommendations]. (2004). Zhytomyr: Derzhavnyi ahroekolohichnyi unchiver-sytet, 121 p. (in Ukrainian).
2. Dutov A.I., Landin V.P., Melnichuk A.A., Grinik O.I. (2015). *Radiatsionno-ekologicheskie aspekty ispolzovaniya zagryaznennykh zemel v otdalennom periode posle avarii na Chernobylskoy AES* [Radiation-ecological aspects of the use of contaminated land in the remote period after the accident at the Chernobyl nuclear power plant]. *Agroekologicheskii zhurnal* [Agroecological journal]. No 1, pp. 115–120 (in Russian).
3. Prystera B.S. (2007). *Vedennia silskohospodarskoho vyrobnytstva na terytoriiakh, zabrudnennykh vnaslidok Chornobylskoi katastrofy, u viddalenyi period: rekomendatsii* [Agricultural production in areas contaminated by the Chernobyl disaster in the remote period: Recommendations]. Kyiv: ATIKA Publ., 196 p. (in Ukrainian).
4. Kashparov V.A., Yoshchenko V.I., Bondar Yu.O., Tankach E.S. (2009). *Radiologicheskaya obstanovka v Ukraine posle Chernobylskoy avarii i optimizatsiia primeneniya kontrmer na sovremennom etape* [Radiological situation in Ukraine after the Chernobyl accident and optimization The use of countermeasures at the present stage]. *Radiatsionnaya gigiena* [Radiation Hygiene]. Vol. 2, No. 1, pp. 15–19 (in Russian).
5. Dutov O.I. Yermolaiev M.M. (2013). *Radiatsiiono-ekolohichni aspekty vykorystannia gruntiv, zabrudnennykh radionuklidamy* [Radiation and environmental aspects of soil contaminated]. *Visnyk ahrarnoi nauky* [Bulletin of Agricultural Science]. No. 2, pp. 51–54 (in Ukrainian).
6. Voytsekhovich O.V., Gaydar O.Ye., Davidchuk S.V. (2006). *Kharakteristika radioaktivnogo zagryazneniya okruzhayushchey Sredy v rezultate Chernobylskoy katastrofy* [Characteristics of radioactive contamination from the Chernobyl disaster]. 20 let Chernobylskoy katastrofy. *Vzglyad v budushchee: Nats. dokl. Ukrainy* [20 years after the Chernobyl disaster. Looking to the future: Nat. rep. Ukraine]. Kiev: Atika Publ., pp. 13–29 (in Russian).
7. Popov V.Ye., Severinina A.A., Bobovnikova Ts.I. (1994). *Vertikalnoe raspredelenie <sup>90</sup>Sr i <sup>137</sup>Cs v allyuvialnykh pochvakh blizhney zony Chernobylskoy AES* [Vertical distribution of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in alluvial soils near the zone of the Chernobyl nuclear power plan]. *Pochvovedenie* [Soil science]. No. 1, pp. 8–11 (in Russian).
8. Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Duginov V.I., Khomutinin Yu.V. (1992). *Osnovnye faktory, opredelyayushchie povedenie radionuklidov v sisteme pochva–rastenie* [The main factors that determine the behavior of radionuclides in the soil-plant]. *Problemy sel'skokhozyaystvennoy radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNIISKhR* [Problems of Agricultural Radiology: Coll. scientific. works UIAR]. – Iss. 2, pp. 108–117 (in Russian).
9. Kalynenko L.V., Perepeliatnikov H.P. Didukh, M.I. (2008). *Rekomendatsii shchodo vykorystannia sil'skohospodarskykh uhid naselennykh punktiv, yaki za radiolohichnyimi pokaznykamy mozhut buty vyvedeni za mezhi 2-yi zony* [Recommendations for use of agricultural land settlements for radiological parameters can be removed from the 2nd zone]. Kyiv: Atika Publ., 108 p. (in Ukrainian).
10. Kashparov O.V., Kalynenko L.V., Perepeliatnikov H.P., Lundin S.M. (2007). *Metodyka kompleksnoho radiatsiinoho obstezhennia zabrudnennykh vnaslidok Chornobylskoi katastrofy terytorii (za vyniatkom terytorii zony vidchuzhennia)* [Methods of complex radiation survey contaminated by the Chernobyl disaster areas (except the exclusion zone)]. Kyiv: Atika-NPubl., 60 p. (in Ukrainian).
11. Prister B.S., Khomutinin Yu.V., Perepelyatnikova L.V. (1991). *Otsenka «garantirovannykh» koefitsientov perekhoda radioaktivnogo tseziya v sel'skokhozyaystvennye kultury po agrokhimicheskim pokazatelyam pochvy* [Evaluation of «guaranteed» transfer coefficients of radioactive cesium in the crops on soil agrochemical indicators]. *Problemy sel'skokhozyaystvennoy radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNIISKhR* [Problems of Agricultural Radiology: Coll. scientific. UIAR works]. Vol. 1, pp. 132–141 (in Russian).
12. Dygus K.H., Gudkov I. (2012). *Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems*, Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education Warsaw: Oficina Wydawnicza WSEIZ, pp. 27–34 (in English).
13. Dutov A.I. (2013). «Scientific guidelines for the development of agro-ecosystems in contaminated territories» Abstract of doctor of Biology Sciences dissertation, Ecology, Kyiv, 41 p. (in Ukrainian).
14. *Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv <sup>137</sup>Cs ta <sup>90</sup>Sr u produktakh kharchuvannia ta pytnii vodi (DR-2006)* [Acceptable levels of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in food and drinking water (DR-2006)] (2006). Hihiiienichniy normatyv: HN 6.6.1.1-130, Kyiv, 45 p. (in Ukrainian).