

І. М. Малоштан, С. В. Поліщук, Ю. В. Хомутінін, В. О. Кашпаров

*Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ*

ДИНАМІКА КОЕФІЦІЄНТІВ НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs ТРАВ'ЯНИСТИМИ РОСЛИНАМИ НА ТОРФ'ЯНО-БОЛОТНИХ ҐРУНТАХ З АНОМАЛЬНО ВИСОКОЮ БІОЛОГІЧНОЮ ДОСТУПНІСТЮ

У лабораторних умовах дворічних вегетаційних дослідів було вивчено динаміку біологічної доступності свіжепривнесеного ^{137}Cs на торф'яно-болотних ґрунтах із Рокитнівського району Рівненської області. Отримані параметри динаміки кореневого накопичення ^{137}Cs трав'янистими рослинами на торф'яно-болотних ґрунтах з аномально високою біологічною доступністю відрізняються від раніше наведених у літературі значень: швидкий період напівзменшення коефіцієнта накопичення ^{137}Cs становив 0,2 - 0,3 року, при цьому значення коефіцієнта виходили на стаціонарний рівень через 1-2 роки, а відношення швидкої до повільної складових коефіцієнта накопичення, знайдене шляхом екстраполяції на момент надходження радіоактивного цезію у ґрунт, становило 4-5 разів.

Ключові слова: ^{137}Cs , динаміка, коефіцієнт накопичення, коефіцієнт переходу, торф'яно-болотні ґрунти, аварія на ЧАЕС.

Вступ

Незважаючи на те, що після аварії на ЧАЕС минуло 29 років, проблеми забезпечення радіаційної безпеки населення, яке проживає на забруднених радіонуклідами територіях України, залишаються актуальними. До цього часу на території північно-західного Полісся України (Житомирській та Рівненській областях) знаходяться населені пункти, в яких середньорічні ефективні дози (СРЕД) опромінення населення перевищують 1 мЗв/рік та споживається продукція, що не відповідає допустимим рівням вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (ДР-2006) [1]. Згідно з результатами останньої дозиметричної паспортизації 2012 р. СРЕД у 25 найбільш критичних населених пунктах перевищувала 1,0 мЗв/рік, що головним чином було обумовлено внутрішньою дозою опромінення населення за рахунок споживання молока з питомою активністю вище ДР-2006 (100 Бк/л) (рис. 1) [2].

На теперішній час основна частка середньорічної ефективної дози опромінення (до 80 - 95 %) мешканців населених пунктів північно-західного Полісся України формується за рахунок споживання місцевих продуктів харчування. При цьому значний внесок у формування дози внутрішнього опромінення зумовлено споживанням молока та продукції тваринництва місцевого виробництва з високими рівнями забруднення ^{137}Cs . До цього часу залишається близько 10 населених пунктів, де питома активність ^{137}Cs у молоці та м'ясі постійно перевищує ДР-2006 у 3 - 10 разів (див. рис. 1) та менше 50 населених пунктів, де рівень радіоактивного забруднення молока може

перевищувати допустимі рівні. Поряд з цим трапляються випадки перевищення допустимого вмісту ^{137}Cs в овочах і картоплі, вирощених на торф'яниках півночі Рівненської області в окремих селах Рокитнівського (Дроздень, Вежиця, Старе Село, Єльне, Грабунь) і Дубровицького (Великий Черемель і Різки) районів [3 - 5].

Причина високої концентрації ^{137}Cs у молоці при порівняно невисоких рівнях щільності забруднення ґрунту (близько 100 кБк/м²) полягає в тому, що населення випасає худобу та здійснює заготівлю грубих кормів на природних неокультурених луках, ґрунти яких представлені рядом торф'яних і торф'яно-болотних відмін, специфічні фізико-хімічні та агрохімічні властивості яких сприяють високій міграційній здатності та біодоступності ^{137}Cs в системі «ґрунт - лучна рослинність», та як наслідок обумовлює високий його вміст у молоці, яке отримується в даному регіоні [6].

Уперше аномальність високої біологічної доступності ^{137}Cs на торф'яно-болотних ґрунтах зони Полісся було відзначено задовго до аварії на ЧАЕС ще в роботах А. Н. Марєя із співавторами в 70-х роках минулого століття [7]. Після аварії на ЧАЕС неодноразово констатувався факт високих значень коефіцієнтів переходу (КП) та накопичення (КН) ^{137}Cs в природні трави на торф'яно-болотних ґрунтах, що були в десятки та сотні разів вищі, ніж із мінеральних ґрунтів [8 - 14].

Аномально висока біологічна доступність радіоактивного цезію, яка слабо змінюється з часом характерна для арктичних та гірських (альпійських) екосистем, а також перезволожених торф'яників через повільну швидкість

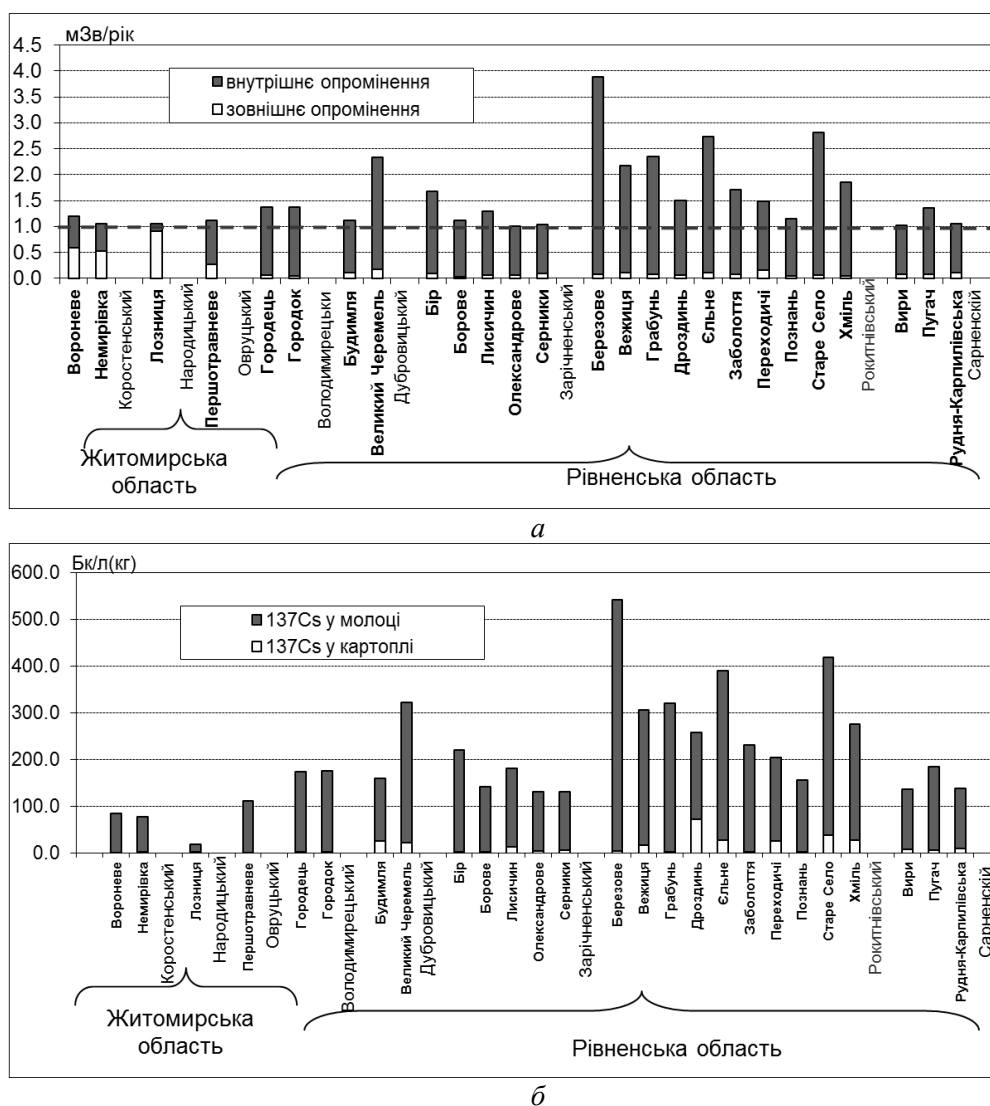


Рис. 1. СРЕД опромінення населення (а) і середня питома активність ¹³⁷Cs в молоці та картоплі (б) у критичних населених пунктах (СРЕД ≥ 1 мЗв) станом на 2012 р. [2].

розкладення органічної речовини ґрунту при високій вологості та низькій температурі. Це призводить до високої кислотності ґрунтового розчину (низького значення рН), високої концентрації амонію в ґрунті та дефіциту поживних речовин. Високі значення КП ¹³⁷Cs також обумовлені специфічним видовим складом природної трав'янистої рослинності та властивостями ґрунту (торф'яно-болотні ґрунти, що залягають на пісках, характеризуються високим вмістом органічної речовини (> 70 %) і низьким вмістом глинистих мінералів, низькою продуктивністю та якістю травостою, з низьким вмістом рухомого фосфору, обмінного кальцію і калію) [15].

Зазвичай динаміку КН та КП радіоактивного цезію в рослинність за рахунок незворотної фіксації ґрунтом (ефект «старіння») описують дво-експонентною залежністю [16].

$$\begin{aligned}
 \text{КН}(t) = & \text{КН}^f(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^f) + \\
 & + \text{КН}^s(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^s), \quad (1)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \text{КП}(t) = & \text{КП}^f(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^f) + \\
 & + \text{КП}^s(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^s), \quad (2)
 \end{aligned}$$

де $\text{КН}^f(0), \text{КН}^s(0)$ або $\text{КП}^f(0), \text{КП}^s(0)$ – коефіцієнт накопичення чи переходу швидкої і повільної складових на момент випадіння $t=0$ (1986 р.), $(\text{Бк} \cdot \text{м}^{-1}) / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$; t – час після випадіння, роки; T_e^f, T_e^s – швидкий і повільний екологічний період напівзменшення $\text{КН}/\text{КП} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ з ґрунту в рослини, роки.

За даними, наведеними у Національній доповіді України [17], для сіна природних трав на торф'яно-болотних ґрунтах узагальнено значення КП швидкої і повільної складової відрізнялись на порядок величини ($\text{КП}^f(0) = 218, \text{КП}^s(0) = 22$ $(\text{Бк} \cdot \text{м}^{-1}) / (\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2})$), а швидкий і повільний період напівзменшення КП ¹³⁷Cs з ґрунту в рослини становив $T_e^f = 0,89$ і $T_e^s = 6,6$ років відповідно. Для торф'яно-болотних ґрунтів повільний період

напівзменшення КП ^{137}Cs з ґрунту в рослини ($T_e^s = 6,6$ років) був найменшим порівняно з дерново-підзолистими ($T_e^s = 20$ років) і сірими лісовими ґрунтами ($T_e^s = 44$ років), а також чорноземами ($T_e^s = 112$ років), що суперечить край повільній динаміці зменшення інтенсивності надходження ^{137}Cs у молоко корів ($T_e^s = 26$ років), що випасаються на природних кормових угіддях, розташованих на торф'яно-болотних ґрунтах у критичних населених пунктах Рокитнівського району Рівненської області (рис. 2), і зміні радіологічної ситуації на території північно-західного Полісся України. Якщо вважати, що корова в період лактації в середньому споживає близько 8 кг сіна на добу, а коефіцієнт концентрації ^{137}Cs з добового раціону в молоко дорівнює 1 %, то ве-

личина КП повільної складової ^{137}Cs з торф'яно-болотних ґрунтів у сіно природних трав, екстрапольована на момент випадіння, $\text{КП}^s(0)$ буде дорівнювати $190 \text{ (Бк}^{-1}\text{м)} / (\text{кБк}^{-2})$, що добре узгоджується з експериментальними визначеннями КП на торф'яниках в околицях с. Єльне у 2004 р. (близько $130 \text{ (Бк}^{-1}\text{м)} / (\text{кБк}^{-2})$) [18], проте майже на порядок величини більше узагальнених результатів Національної доповіді України ($\text{КП}^s(0) = 22 \text{ (Бк}^{-1}\text{м)} / (\text{кБк}^{-2})$) [17]. МАГАТЕ рекомендує для органогенних ґрунтів використовувати значення $T_e^f = 1,8$ років і $T_e^s = 11$ років [15], що також не відповідає динаміці зменшення радіонуклідного забруднення трав'янистої рослинності на торф'яно-болотних ґрунтах у північно-західному Поліссі України на пізній фазі аварії.

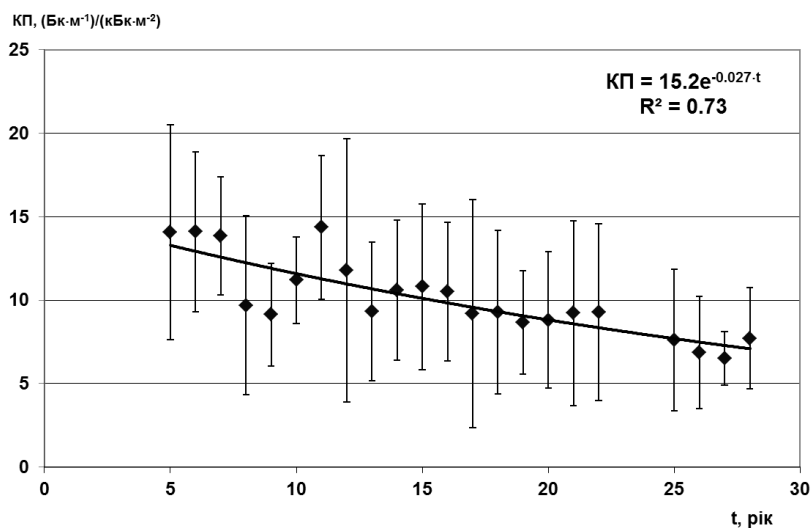


Рис. 2. Динаміка зміни КП ^{137}Cs у молоко корів у критичних населених пунктах північно-західного Полісся України (Вежиця, Грабунь, Дроздинь, Єльне, Заболоття, Переходичі, Старе Село) за даними дозиметричної паспортизації 1991 - 2012 рр. [21] та результатів радіаційного моніторингу у 2013 - 2014 рр. УкрНДІСГР НУБіП України.

Тому у критичних населених пунктах Рівненської області (див. рис. 1 і 2), через аномально високу біологічну доступність ^{137}Cs з торф'яно-болотного ґрунту в рослини, без застосування захисних заходів ще тривалий час можуть спостерігатися перевищення допустимих рівнів вмісту радіоактивного цезію в сільськогосподарській продукції.

Незважаючи на те, що аномальність високої біологічної доступності ^{137}Cs на торф'яно-болотних ґрунтах зони Полісся було відзначено задовго до аварії на ЧАЕС [7], через відносно низькі щільності забруднення території $^{134,137}\text{Cs}$ на великих відстанях від чорнобильської зони в перші роки після аварії на ЧАЕС даній проблемі не було приділено відповідної уваги. Високі рівні радіонуклідного забруднення молока, що пе-

ревищували в рази тимчасові допустимі рівні вмісту $^{134,137}\text{Cs}$ на той час (ТДР-89 - 370 Бк/л), при низькій щільності забруднення ним території (менше 100 кБк/м^2) у населених пунктах Рівненської і Волинської областей було виявлено співробітниками УкрНДІСГР тільки в 1989 - 1990 рр. [19]. Зважаючи на отримані дані, програма робіт із подворового обстеження в Україні, починаючи з 1991 р., була скоригована і включала повсюдне визначення забруднення радіоізотопами цезію молока і картоплі в особистих підсобних господарствах населених пунктів. Ці дані лягли в основу дозиметричної паспортизації України (див. рис. 2) [20].

Відсутність даних про рівні забруднення ^{137}Cs природної рослинності на торф'яно-болотних ґрунтах зони Полісся в перші роки після аварії на

ЧАЕС не дозволила отримати початкові значення КН і КП (КН(t) і КП(t)) та динаміку швидкої компоненти біологічної доступності ^{137}Cs (КН f (0) і КП f (0) та T_e^f) на торф'яно-болотних ґрунтах для реконструкції доз опромінення населення та параметризації моделей динаміки забруднення рослинності у цих умовах.

У зв'язку з вищенаведеним у даній роботі на основі результатів тривалих лабораторних вегетаційних дослідів оцінено значення параметрів швидкого компонента КН ^{137}Cs (КН f (0) та T_e^f) на торф'яно-болотних ґрунтах з аномально високою біологічною доступністю.

Детальні дослідження аномально високих значень КП і КН ^{137}Cs та їхньої динаміки на торф'яно-болотних ґрунтах зони Полісся є дуже важливими для прогнозування вмісту ^{137}Cs в рослинах у віддалений період після аварії на ЧАЕС та ліквідації наслідків потенційних радіаційних аварій на Рівненській АЕС, а також для отримання ретроспективних оцінок забруднення ^{137}Cs рослинності, сільськогосподарської продукції та доз внутрішнього опромінення населення в перші роки після аварії на ЧАЕС.

Об'єкти та методика досліджень

Для вивчення динаміки біологічної доступності свіжепривнесеного ^{137}Cs у контрольованих лабораторних умовах було здійснено закладку тривалих ґрунтових вегетаційних дослідів. Усього було закладено два модельних досліди з двома варіантами торф'яно-болотних ґрунтів у трикратній повторності. В якості контролю використовувався той же ґрунт, забруднений у результаті чорнобильських радіоактивних випадіннь у 1986 р. У всіх варіантах дослідів ^{137}Cs як чорнобильських випадіннь, що знаходився у ґрунті протягом 26,8 років, так і свіжепривнесений 21 лютого 2013 р. у водорозчинній формі був гомогенно розподілений по всьому об'єму торф'яного субстрату, що дало змогу коректно розраховувати КН ^{137}Cs з ґрунту у фітомасу рослин.

В якості модельної рослини в досліді використано ситник гострий (*Juncus acutus* L.) – невибагливу до ґрунтових та кліматичних умов багаторічну трав'янисту рослину, яка широко розповсюджена на торф'яно-болотних ґрунтах та легко ідентифікується.

Для закладки модельних експериментів був відібраний репрезентативний для території північно-західного Полісся України торф'яно-болотний ґрунт № 1 із болотних масивів поблизу с. Вежиця (урочище Гало, Пн 51.5752°, Сх. 27.1309°) та № 2 біля с. Єльне (урочище Гнойне, Пн 51.4847°, Сх. 27.0629°) Рокитнівського району Рівненської

області, для якого властиві аномально високі значення КП ^{137}Cs у природну трав'янисту рослинність (100 - 200(Бк/кг)/(кБк/м²)) [3 - 5]. Відбір верхнього 20-сантиметрового кореневмісного шару ґрунту для закладки модельних вегетаційних експериментів здійснювався за допомогою лопати, з відділенням коріння рослин.

Після відбору ґрунтів із зазначених територій було визначено їхні фізико-хімічні та агрохімічні властивості, а також вміст ^{137}Cs чорнобильських випадіннь за допомогою стандартних методів досліджень [22] (табл. 1). Порівняння даних фізико-хімічних та агрохімічних властивостей торф'яно-болотних ґрунтів дає змогу виявити як подібність деяких характеристик, так і їхню відмінність. Близькими є низькі значення рН ґрунтового розчину, суми обмінних основ, місткості катіонного обміну, ступеня насичення основами, гідролітичної кислотності, вмісту загального азоту та зольності. Відмінності в ґрунтах спостерігаються між показниками вмісту рухомих форм фосфору, калію та амонійного азоту. Забруднення ґрунту ^{137}Cs зумовлене в основному чорнобильськими радіоактивними випадіннями. Внесок у сумарну активність ^{137}Cs дочорнобильських глобальних радіоактивних випадіннь не перевищував 3 %.

Для внесення зразкового радіоактивного розчину (ЗРР) ^{137}Cs використовували пластикові ємності об'ємом 5 л, в які наважували по 1320 ± 0,5 г ґрунту № 1 та 1180 ± 0,5 г ґрунту № 2 у триразовій повторності, що відповідало об'єму V = 4,3 л вегетаційних посудин при вологості ґрунту 345 % (3950 ± 50 г) та 357 % (3500 ± 50 г) відповідно. У кожен ємність з ґрунтом № 1 і № 2 вносили по 450 і 430 мл відповідно розчину ^{137}Cs з рН = 6,85. Розчин ^{137}Cs готували додаванням до дистильованої води 3 мл (для ґрунту № 1) і 4 мл (для ґрунту № 2) ЗРР ^{137}Cs , з активністю 1203 ± 36 Бк/мл, після перемішування рН розчину (рН = 3) нейтралізували амоніаком (80 мкл і 120 мкл) до рН = 6,85 - 6,86. Протягом 15 - 20 хв зволожений торф'яний субстрат перемішували.

Приготований субстрат протягом доби сушили у сушильній шафі при температурі 40 ± 1 С° до вихідної вологості. Сушка при такій температурі не руйнує біохімічних характеристик та мікрофлори торфу. Після цього торф знову ретельно перемішували, зважували та наповнювали посудини «Дента» (10 посудин об'ємом по 130 мл) для гамма-спектрометрії на вміст ^{137}Cs . Вимірювання питомої активності цезію підтверджувало його гомогенний розподіл у всьому об'ємі підготовленого субстрату. Коефіцієнт варіації середнього арифметичного значення питомої активності внесеного ^{137}Cs в ґрунті не перевищував 3 %.

Таблиця 1. Фізико-хімічні та агрохімічні властивості верхнього 20-сантиметрового шару торф'яно-болотних ґрунтів

Найменування показників, одиниці вимірювань	Ґрунт № 1 (урочище Гало, с. Вежиця)	Ґрунт № 2 (урочище Гнойне, с. Єльне)
	Результати вимірювань	
рН водний	3,6 ± 0,1	3,4 ± 0,1
рН сольовий	4,4 ± 0,1	4,3 ± 0,1
Гідролітична кислотність Н _г , ммоль/100 г	85,5 ± 10,3	93,1 ± 11,2
Сума обмінних основ (катионів) S, мг-екв/100 г	10,2	10,4
Місткість катіонного обміну, МКО, мг-екв/100 г	95,7	103,5
Ступінь насичення основами V, %	0,1	0,1
Вміст загального азоту, %	1,91 ± 0,06	1,78 ± 0,03
Вміст рухомого фосфору, мг/кг	79,0	23,3
Вміст рухомого калію, мг/кг	172,7	245,3
Вміст амонійного азоту, мг/кг	26,5	34,9
Зольність, %	19,1	13,5
Об'ємна маса ґрунту, г/см ³	0,16 ± 0,04	0,27 ± 0,05
Питома активність ^{137}Cs у ґрунті, Бк/кг	300 ± 50	1750 ± 80

Після перевірки гомогенності розподілу принесеного ^{137}Cs у підготовленому субстраті здійснювали набивку вегетаційних посудин та висів ситника гострого як у ґрунт із свіжепривнесеним і чорнобильським ^{137}Cs , так і в контролі тільки з ^{137}Cs чорнобильських радіоактивних випадіннь. Кінцева розрахункова активність свіжепривнесеного ^{137}Cs у вегетаційних посудинах становила 10830 Бк/посудину або 9470 Бк/кг для сухого ґрунту № 1 та 14436 Бк/посудину або 14730 Бк/кг для сухого ґрунту № 2. Питома активність чорнобильського ^{137}Cs в ґрунті № 1 і № 2, як контрольних посудин, так і з свіжепривнесеним радіоактивним цезієм, становила 300 ± 50 і 1750 ± 80 Бк/кг відповідно (див. табл. 1), що не перевищувало 4 і 12 % від питомої активності принесеного ^{137}Cs . Полив рослин упродовж усього експерименту здійснювався дистильованою водою для підтримки постійної вологості.

Перший збір рослин відбувся через 113 діб ($t = 0,33$ роки) після закладки експерименту 14 червня 2013 р. Фітомасу ситника гострого у вегетаційних посудинах зрізували на висоті 1,5 см від поверхні субстрату, після чого подрібнювали ножицями і переносили в термостійкі стакани об'ємом 100 - 250 мл залежно від маси зразка та сушили у сушильній шафі при температурі 105 ± 1 °С протягом доби. Після цього зважували, заливали розчином концентрованої азотної кислоти та проводили мокре озолення зразків із додаванням перекису водню. У подальшому з кислотного розчину проби відбирали аліквоту та проводили гамма-спектрометрію ^{137}Cs . Тривалість модельних дослідів становила 25 місяців, зріз фітомаси рослин відбувався після закінчення фази активного росту (табл. 2).

Питому активність ^{137}Cs у ґрунтових та рослинних пробах визначали у трьох повторностях на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію GEM-30185 та багатоканальним аналізатором ADCAM-300 ("EG&G ORTEC", USA) у посудинах Марінеллі об'ємом 1000 см³, вимірювальних посудинах «Дента» об'ємом 130 см³ та поліетиленових циліндричних посудинах об'ємом 18 см³ залежно від об'єму проби. Похибка вимірювань активності ^{137}Cs у зразках не перевищувала 10 - 20 %.

Для оцінки динаміки співвідношення $\text{КН}(t)/\text{КН}(26,8 + t)$ використано методи відновлення залежностей, що реалізовані в пакеті «СТАТИСТИКА 7». При цьому кожне експериментальне значення цього відношення враховувалося зі своїм масовим коефіцієнтом, обернено пропорційним до похибки визначення. Статистична значущість параметрів моделі визначалась критерієм Стьюдента ($P = 95$ %). Експериментальні результати та параметри моделі наведено з відповідними стандартними відхиленнями (STD).

Результати та їхнє обговорення

У табл. 2 для контрольних і дослідних зразків наведено середні значення питомої активності ^{137}Cs в сухій трав'янистій рослинності з відповідними стандартними відхиленнями, що характеризують варіабельність між повторюваностями з урахуванням похибки вимірювання. Зростання питомої активності ^{137}Cs в рослинах з часом, як у варіантах контролю, так і при гомогенному розподілі принесеного ^{137}Cs , свідчить про зміни фізико-хімічних властивостей торф'яно-болотного ґрунту за час проведення експерименту.

Таблиця 2. Середньоарифметичні значення пиломаси сигніка гострого в контролі та варіанті із привнесеним ^{137}Cs у різні моменти часу після закладки вегетаційних дослідів 21 лютого 2013 р., кБк/кг ($m \pm \text{STD}$, $N = 3$), значення $\text{КН}(26,8+t)$ чорнобильського та $\text{КН}(t)$ привнесеного ЗРР ^{137}Cs , а також їхнє відношення $\text{КН}(t)/\text{КН}(26,8+t)$

№ ґрунту	Параметр	Ґрунт	Рослинність					
			14.06.13 через 113 діб, (0,31 року)	10.09.13 через 201 добу, (0,55 року)	14.01.14 через 327 діб, (0,90 року)	23.07.14 через 517 діб, (1,42 року)	27.11.14 через 644 доби, (1,76 року)	24.03.15 через 761 добу (2,09 року)
1	Контроль з чорнобильським ^{137}Cs	$0,30 \pm 0,5$	$1,3 \pm 0,2$	$2,7 \pm 0,1$	$4,2 \pm 0,3$	$3,1 \pm 0,2$	$3,3 \pm 0,3$	$3,2 \pm 0,3$
	Привнесений ЗРР та чорнобильський ^{137}Cs	$9,8 \pm 1,1$	$118,3 \pm 15,3$	$180,7 \pm 6,0$	$215,3 \pm 18,6$	$136,0 \pm 8,5$	$128,7 \pm 7,9$	$120,7 \pm 7,6$
	Привнесений ЗРР ^{137}Cs	$9,5 \pm 1,0$	$117,0 \pm 15,3$	$178,0 \pm 6,0$	$211,1 \pm 18,6$	$132,9 \pm 8,5$	$125,4 \pm 7,9$	$117,5 \pm 7,6$
	$\text{КН}(26,8+t)$ чорнобильського ^{137}Cs у контролі		$4,3 \pm 1,0$	$9,0 \pm 1,5$	$14,0 \pm 2,5$	$10,3 \pm 1,8$	$11,0 \pm 2,1$	$10,7 \pm 2,0$
	$\text{КН}(t)$ привнесений ЗРР ^{137}Cs		$12,3 \pm 2,1$	$18,7 \pm 2,1$	$22,2 \pm 3,1$	$14,0 \pm 1,7$	$13,2 \pm 1,6$	$12,4 \pm 1,5$
	$\text{КН}(t)/\text{КН}(26,8+t)$		$2,8 \pm 0,8$	$2,1 \pm 0,4$	$1,6 \pm 0,4$	$1,3 \pm 0,3$	$1,2 \pm 0,3$	$1,2 \pm 0,3$
2	Контроль з чорнобильським ^{137}Cs	$1,75 \pm 0,8$	$2,1 \pm 0,2$	$4,4 \pm 0,3$	$7,8 \pm 0,5$	$18,7 \pm 2,1$	$17,3 \pm 0,7$	$18,2 \pm 1,3$
	Привнесений ЗРР та чорнобильський ^{137}Cs	$16,5 \pm 1,5$	$55,1 \pm 2,3$	$75,7 \pm 10,7$	$100,3 \pm 9,1$	$202,3 \pm 15,7$	$161,7 \pm 7,6$	$180,0 \pm 10,0$
	Привнесений ЗРР ^{137}Cs	$14,7 \pm 1,5$	$53,0 \pm 2,3$	$71,3 \pm 10,7$	$92,5 \pm 9,1$	$183,6 \pm 15,8$	$144,4 \pm 7,6$	$161,8 \pm 10,1$
	$\text{КН}(26,8+t)$ чорнобильського ^{137}Cs у контролі		$1,2 \pm 0,1$	$2,5 \pm 0,2$	$4,5 \pm 0,4$	$10,7 \pm 1,3$	$9,9 \pm 0,6$	$10,4 \pm 0,9$
	$\text{КН}(t)$ привнесений ЗРР ^{137}Cs		$3,6 \pm 0,4$	$4,9 \pm 0,9$	$6,3 \pm 0,9$	$12,5 \pm 1,7$	$9,8 \pm 1,1$	$11,0 \pm 1,3$
	$\text{КН}(t)/\text{КН}(26,8+t)$		$3,0 \pm 0,5$	$1,9 \pm 0,4$	$1,4 \pm 0,2$	$1,2 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,1$	$1,1 \pm 0,2$

Для співставлення отриманих результатів розраховували КН ¹³⁷Cs з ґрунту у фітомасу рослин, який визначали як відношення питомої активності радіонукліда в рослинах (Бк/кг) до питомої активності ґрунту (Бк/кг) у перерахунку на суху масу (див. табл. 2):

$$КН = A_{\text{рослин}} (Бк / кг) / A_{\text{ґрунту}} (Бк / кг). \quad (3)$$

При оцінці обумовленої тільки ним питомої активності рослинності із загальної питомої активності віднімали частину, обумовлену чорнобильським ¹³⁷Cs (за результатами контролю тільки з чорнобильським забрудненням), див. табл. 2.

У загальному вигляді динаміку КН та КП радіоактивного цезію в рослинність за рахунок

$$\begin{aligned} \frac{КН(t)}{КН(26,8+t)} &= \frac{КН^f(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^f) + КН^s(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^s) + КН_{\text{const}}}{КН^f(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot (26,8+t) / T_e^f) + КН^s(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot (26,8+t) / T_e^s) + КН_{\text{const}}} \cong \\ &\cong \frac{КН^f(0) \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_e^f) + КН^s(0) + КН_{\text{const}}}{КН^s(0) \cdot \exp(-0,693 \cdot (26,8+t) / T_e^s) + КН_{\text{const}}} \cong \\ &\cong A_1 \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_e^f) + A_2 \text{ при } T_e^f \ll T_e^s \text{ и } t \ll T_e^s. \end{aligned} \quad (5)$$

З часом співвідношення між КН ¹³⁷Cs у варіанті з гомогенним розподілом у ґрунті привнесеного ¹³⁷Cs та контролі поступово зменшується. Так, при першому пробовідборі фітомаси через 0,31 року дане співвідношення було близьким до

незворотної фіксації ґрунтом («старіння») описують двоекспонентною залежністю з виходом на рівноважний стаціонарний рівень, що відповідає кореневому надходженню стабільного цезію (КН_{const}) [8, 16, 23]:

$$\begin{aligned} КН(t) &= КН^f(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^f) + \\ &+ КН^s(0) \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t / T_e^s) + КН_{\text{const}}. \end{aligned} \quad (4)$$

У цьому випадку відношення КН/КП рослинності свіжепривнесеного ¹³⁷Cs (t - час інкубації у ґрунті, 0,31 - 2,09 років) до «постарілого» за 26,8 років чорнобильського радіоактивного цезію дорівнюватиме:

трьох, у другому через 0,55 року – близько двох для обох дослідів з наступним вирівнюванням значень КН (табл. 2, рис. 3). Це свідчить про повільне зниження доступних форм ¹³⁷Cs.

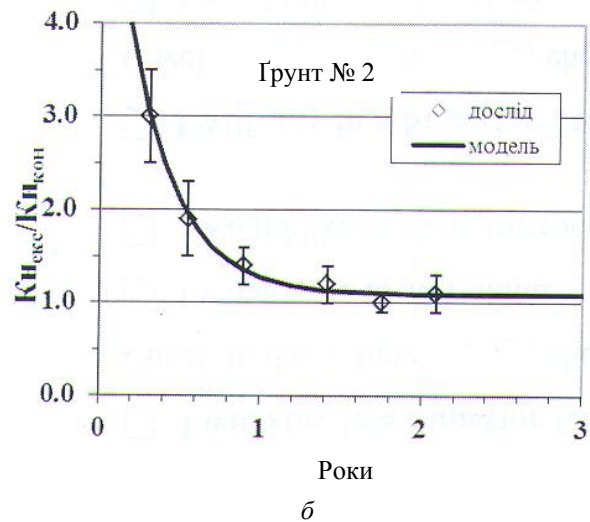
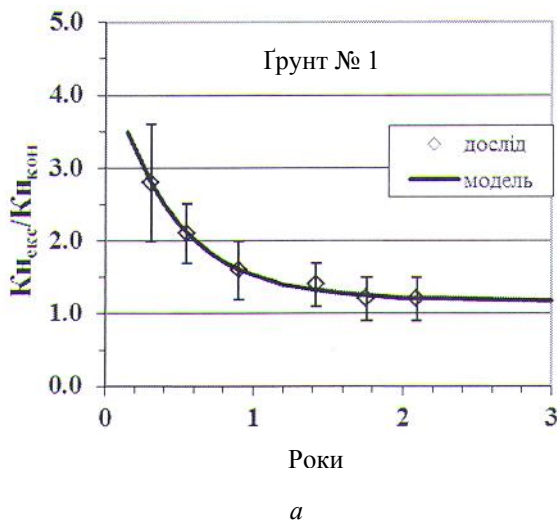


Рис. 3. Динаміка співвідношення КН(t)/КН(26,8+t) для ґрунту № 1 (а) та № 2 (б).

На основі отриманих експериментальних значень співвідношення КН(t)/КН(26,8+t) для ситника гострого, при використанні виразу (5), за допомогою «методу найменших квадратів» було оцінено середні значення параметрів A₁, A₂ і T_e^f, наведені в табл. 3. Результати апроксимації значень співвідношення КН(t)/КН(26,8+t), яке

спостерігається в експерименті, показано на рис. 3.

Таблиця 3. Параметри моделі (5) для ситника гострого

Торф	A ₁	A ₂	T _e ^f , роки
Ґрунт № 1	3,2 ± 0,3	1,19 ± 0,05	0,31 ± 0,04
Ґрунт № 2	5,3 ± 0,7	1,08 ± 0,05	0,21 ± 0,03

Динаміка співвідношення $KH(t)/KH(26,8+t)$ від часу проведення експерименту добре описується експонентною залежністю $A_1 \cdot \exp(-0,693 \cdot t/T_e^f) + A_2$. Отримані результати підтверджують відомий факт, що максимальний кореневий перехід ^{137}Cs з ґрунту в рослини відбувається після надходження водорозчинних форм радіоактивного цезію у ґрунт.

$$\frac{KH(t)}{KH(26,8+t)} \cong A_2 = \frac{KH^s(0) + KH_{const}}{KH^s(0) \cdot \exp(-0,93 \cdot (26,8+t)/T_e^s) + KH_{const}} = 1,0 \div 1,3$$

при $t > 1-2$ року. Це вказує на те, що або $KH^s(0) \ll KH_{const}$, або $\gg 27$ років. Таким чином, у будь-якому випадку динаміка $KH(t)$ у проведеному експерименті може бути описана однокоефіцієнтною моделлю (5) з періодом напівзменшення T_e^f та з постійною складовою $KH^s(0) + KH_{const}$. Для свіжепривнесеного радіоактивного цезію при $t \rightarrow 0$ відношення $\frac{KH^f(0)}{KH^s(0) + KH_{const}} \cong A_1$, що вказує на відмінність у 4-5 рази (див. табл. 3) значення KH швидкої ($KH^f(0)$) і повільної ($KH^s(0) + KH_{const}$) складових, знайдених шляхом екстраполяції на момент надходження радіоактивного цезію у ґрунт. Раніше вважалось, що ця кратність у перші роки після випадіння сягала одного порядку величини [24, 25].

Висновки

Отримані під час лабораторного вегетаційного експерименту параметри динаміки кореневого накопичення ^{137}Cs трав'янистими рослинами на торф'яно-болотних ґрунтах з аномально високою біологічною доступністю відрізняються від раніше наведених у літературі.

Швидкий період напівзменшення KH ^{137}Cs

Надалі перехід швидко уповільнюється внаслідок старіння радіоактивного цезію (процесів сорбції) з періодом напівзменшення $T_e^f = 0,2 - 0,3$ року (див. табл. 3) і після майже 1-2 років (див. рис. 3) наближається до стану рівноваги, тобто біологічна доступність ^{137}Cs для рослин у варіантах із свіжепривнесеним ^{137}Cs та чорнобильським контролем фактично зникає

становив $T_e^f = 0,2 - 0,3$ року і виходив на стаціонарний рівень через 1-2 роки знаходження радіоактивного цезію у ґрунті, а відношення значення KH швидкої ($KH^f(0)$) до повільної ($KH^s(0) + KH_{const}$) складових, знайдених шляхом екстраполяції на момент надходження радіоактивного цезію у ґрунт, становило 4-5 разів.

Для уточнення в динаміці параметрів переходу радіоактивного цезію з торф'яно-болотних ґрунтів у рослинність у перші роки після радіоактивних випадіння є необхідним проведення додаткових експериментальних досліджень за умов, максимально наближених до природних. У таких експериментах необхідно враховувати перерозподіл радіоактивного цезію в профілі ґрунту після радіоактивних випадіння (включаючи підстилку/дернину), реальні зміни температурного та водного режиму ґрунту, а також сезонні відмінності у швидкості росту типової рослинності та активності ґрунтових мікроорганізмів.

За підтримку у проведенні досліджень автори висловлюють подяку НУБіП України та проекту 7-ї рамочної програми Європейської комісії № 604974 «Координація та впровадження пан-європейського інструменту для радіоекології (COMET)».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Державні гігієнічні нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді», ГН 6.6.1.1-130-2006.* - http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html
2. *Ліхтарьов І.А., Ковган Л.М., Василенко В.В. та ін. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ моніторингу у населених пунктах, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Дані за 2012 р. (Збірка 15).* - К., 2013. - 33 с.
3. *Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Перевозников О.Н. Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС // Агротехнический вестник.* - 2008. - № 2. - С. 25 - 27.
4. *Кашпаров В.О., Поліщук С.В., Отрешико Л.М. Радіологічні проблеми ведення сільськогосподарського виробництва на забрудненій в результаті Чорнобильської катастрофи території України // Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення.* - К.: Агентство «Чорнобильінтерінформ», 2011. - № 2 (38) - С. 13 - 30.
5. *Хоменко, І.М., Поліщук С.В. Оцінка впливу споживання продуктів харчування місцевого виробництва на формування дози внутрішнього опромінення у віддалений період після Чорнобильської катастрофи // Довкілля та здоров'я.* - 2014. - № 2. - С. 57 - 61.
6. *Пристер Б.С., Перепелятнікова Л.В., Соболев А.С. и др. Особенности поступления ^{137}Cs в луговую растительность в условиях Ровенской и Чернигов-*

- ской областей // I Всесоюз. радиобиологический съезд. Москва, 21 - 27 августа 1989 г. Тез. докл. - Пушино, 1989. - Т. II. - С. 509.
7. *Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я.* Глобальные выпадения цезия-137 и человек. - М.: Атомиздат, 1974. - 168 с.
 8. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience // Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / Ed. Ansraugh, L. and Balonov, - M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239, 2006, 166p.*
 9. *Перепелятников Г.П., Ильин М.И.* Радиологические аспекты использования естественных кормовых угодий Украины // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. - К., 1991. - С. 112 - 122.
 10. *Ильин М.И., Перепелятников Г.П.* Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. - К., 1993. - Вып. 3. - С. 97 - 110.
 11. *Ильин М.И.* Закономерности поведения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs Чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове кормовых угодий Полесья Украины // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. - К., 1996. - Вып. 4. - С. 159 - 169.
 12. *The behaviour of radionuclides in natural and seminatural environments / Eds. M. Belli and F. Tikhomirov. EUR 16531. - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. - 1996. - 147 p.*
 13. *Прістер Б.С., Перепелятнікова Л.В., Виноградська В.Д., Іванова Т.М.* Динаміка накопичення ¹³⁷Cs у сільськогосподарських культурах // Наук. вісн. НАУ. - Вип. 45. - 2001. - С. 51 - 57.
 14. *Перепелятников Г.П.* Научные основы ведения кормопроизводства на радиоактивно загрязненных территориях зоны Полесья // Вісник аграрної науки. 15 років від дня Чернобыльської катастрофи. - 2001. - Спец. вип. квітень. - С. 29 - 37.
 15. *Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616. - Vienna, 2009. - 616 p.*
 16. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. - Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.*
 17. *20 years after Chornobyl Catastrophe. Future outlook: National report of Ukraine. - K.: Atika, 2006. - 216 p.*
 18. *Fesenko S., Jacob P., Ulanovsky A. et al.* Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident // Journal of Environmental Radioactivity. - 2013. - Vol. 119. - P. 39 - 47.
 19. *Досвід подолання наслідків Чернобыльської катастрофи (сільське та лісове господарство) / За ред. П. П. Надточія. - К.: Світ, 2003. - 371 с.*
 20. *Лихтарев И.А., Ковган Л.М. и др.* Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии (Сб. 1). - К.: Минздрав Украины, 1991. - 92 с.
 21. *Data on ¹³⁷Cs specific activities in milk and potato and results of measurements of internal and external doses to population according to the results of annual dosimetric passportisation of settlements of Ukraine in 1991-2012, CD UNDP.*
 22. *Городній М.М., Лісовал А.П., Бикін А.В. та ін.* Агрохімічний аналіз. Підручник: навчальний посібник / За ред. М. М. Городнього. - К.: Арістей, 2004. - 522 с.
 23. *Yoshida S., Muramatsu Y., Dvornik A.M. et al.* Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems // Journal of Environmental Radioactivity. - 2004. - Vol. 75. - P. 301 - 313.
 24. *Прістер Б.С., Виноградская В.Д.* Модель для прогнозирования дозы внутреннего облучения населения при почвенном пути включения долгоживущих радионуклидов в пищевые цепи // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля. - 2009. - Вип. 11. - С. 128 - 135.
 25. *Прістер Б.С., Виноградская В.Д.* Кинетическая модель поведения ¹³⁷Cs в системе «почва-растение», учитывающая агрохимические свойства почвы // Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля. - 2011. - Вип. 16. - С. 151 - 161.

И. М. Малоштан, С. В. Полищук, Ю. В. Хомутигин, В. А. Кашпаров

*Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии
Национального университета биоресурсов и природопользования Украины, Киев*

ДИНАМИКА КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ ¹³⁷Cs ТРАВЯНИСТОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ НА ТОРФЯНО-БОЛОТНЫХ ПОЧВАХ С АНОМАЛЬНО ВЫСОКОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДОСТУПНОСТЬЮ

В лабораторных условиях двухгодичных вегетационных опытов было изучено динамику биологической доступности свежепривнесенного ¹³⁷Cs на торфяно-болотных почвах Рокитновского района Ровенской области. Полученные параметры динамики корневого накопления ¹³⁷Cs травянистыми растениями на торфяно-болотных почвах с аномально высокой биологической доступностью отличаются от ранее приведенных в литературе значений: быстрый период полууменьшения коэффициента накопления ¹³⁷Cs составил 0,2 - 0,3 года, при этом значения коэффициента выходили на стационарный уровень через 1-2 года, а отношение быстрой к медленной составляющих коэффициента накопления, найденное путем экстраполяции на момент поступления радиоцезия в почву, составляло 4-5 раз.

Ключевые слова: ¹³⁷Cs, динамика, коэффициент накопления, коэффициент перехода, торфяно-болотные почвы, авария на ЧАЭС.

I. M. Maloshtan, S. V. Polishchuk, Yu. V. Homutinin, V. A. Kashparov

Ukrainian Scientific Research Institute of Agricultural Radiology
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv

**DYNAMICS OF ^{137}Cs ACCUMULATION BY HERBACEOUS PLANTS
ON PEAT-BOG SOILS WITH ABNORMALLY HIGH BIOAVAILABILITY**

Dynamics of bioavailability of freshly introduced ^{137}Cs has been studied in 2-year lab experiments for peat-bog soils of Rokytne district of Rivne region. The obtained parameters of dynamics of root accumulation of ^{137}Cs by herbaceous plants in peat soils with abnormally high bioavailability differ from those previously reported in the literature. Fast period of half-reduction of the concentration ratio of ^{137}Cs was 0,2 - 0,3 year, and the concentration ratio reached the stable level in 1-2 years. Ratio of the fast to slow components of the concentration ratio extrapolated at the moment of radiocesium injection into soil was estimated as 4-5.

Keywords: ^{137}Cs , dynamics, accumulation coefficient, transfer factor, peat-bog soils, Chernobyl accident.

REFERENCES

1. Public hygiene standards "Permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr in food products and drinking water", ГН 6.6.1.1-130-2006. - http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html (Ukr)
2. *Likhtar'ov I.A., Kovgan L.M., Vasylenko V.V. et al.* General dosimetry passportisation and LVL monitoring results in the settlements contaminated after the Chernobyl disaster. Data of 2012 (Collection 15). - Kyiv, 2013. - 33 p. (Ukr)
3. *Kashparov V.A., Lazarev N.M., Perevoznikov O.N. //* *Agrokhimicheskij vestnik.* - 2008. - No. 2. - P. 25 - 27. (Rus)
4. *Kashparov V.O., Polishchuk S.V., Otreshko L.M. //* *Chornobyl's'kyi naukovi visnyk. Byuleten' ekolohichnoho stanu zony vidchuzhennya ta zony bezumovnoho (obov'yazkovogo) vidseleennya.* - Kyiv: Agentstvo «Chornobyl'interinform», 2011. - No. 2 (38) - P. 13 - 30. (Ukr)
5. *Khomenko, I.M., Polishchuk S.V. //* *Dovkillya ta zdorov'ya.* - 2014. - No. 2. - P. 57 - 61. (Ukr)
6. *Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Sobolev A.S. et al. //* *I Vsesoyuz. radiobiologicheskij s'ezd.* Moskva, 21 - 27 Aug. 1989. Abstracts. - Pushchino, 1989. - Vol. II. - P. 509. (Rus)
7. *Marej A.N., Barkhudarov R.M., Novikova N.Ya.* Global cesium-137 and people. - Moskva: Atomizdat, 1974. - 168 p. (Rus)
8. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience //* Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / Ed. Anspaugh, L. and Balonov, - M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239, 2006, 166 p.
9. *Perepelyatnikov G.P., Il'in M.I. //* *Problemy sel'skokhozyajstvennoj radiologii: Sb. nauch. tr.* - Kyiv, 1991. - P. 112 - 122. (Rus)
10. *Il'in M.I., Perepelyatnikov G.P. //* *Problemy sel'skokhozyajstvennoj radiologii: Sb. nauch. tr.* - Kyiv, 1993. - Iss. 3. - P. 97 - 110. (Rus)
11. *Il'in M.I. //* *Problemy sel'skokhozyajstvennoj radiologii: Sb. nauch. tr.* - Kyiv, 1996. - Iss. 4. - P. 159 - 169. (Rus)
12. *The behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments /* Eds. M. Belli and F. Tikhomirov. EUR 16531. - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. - 1996. - 147 p.
13. *Prister B.S., Perepelyatnikova L.V., Vynogradskaya V.D., Ivanova T.M.* Dynamika nakopychennya ^{137}Cs u sil'skogospodars'kykh kul'turakh // *Nauk. visn. NAU.* - Iss. 45. - 2001. - P. 51 - 57. (Ukr)
14. *Perepelyatnikov G.P. //* *Visnyk agrarnoyi nauky.* 15 years from the Chernobyl disaster. - 2001. - Spec. Issue. April. - P. 29 - 37. (Rus)
15. *Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments,* IAEA-TECDOC-1616. - Vienna, 2009. - 616 p.
16. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments.* - Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. - 194 p.
17. *20 years after Chernobyl Catastrophe. Future outlook: National report of Ukraine.* - Keiv: Atika, 2006. - 216 p.
18. *Fesenko S., Jacob P., Ulanovsky A. et al.* Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident // *Journal of Environmental Radioactivity.* - 2013. - Vol. 119. - P. 39 - 47.
19. *Experience of Chernobyl accident consequences overcoming (agriculture and forestry) /* Ed. P. P. Nadtochij. - Kyiv: Svit, 2003. - 371 p. (Ukr)
20. *Likhtar'ov I.A., Kovgan L.M. et al.* Dosimetric passportisation of settlements of Ukraine affected by radioactive pollution after the Chernobyl accident (Collection 1). - Kyiv: Minzdrav Ukrainy, 1991. - 92 p. (Rus)
21. *Data on ^{137}Cs specific activities in milk and potato and results of measurements of internal and external doses to population according to the results of annual dosimetric passportisation of settlements of Ukraine in 1991-2012,* CD UNDP.
22. *Gorodnii M.M., Lisoval A.P., Bykin A.V. et al.* Agrochemical analysis: Textbook / Ed. M. M. Gorodnij. - Kyiv: Aristey, 2004. - 522 p. (Ukr)
23. *Yoshida S., Muramatsu Y., Dvornik A.M. et al.* Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems // *Journal of Environmental Radioactivity.* - 2004. - Vol. 75. - P. 301 - 313.
24. *Prister B.S., Vinogradskaya V.D. //* *Problemy bezpeky atomnykh elektrostantsii i Chornobylya.* - 2009. - Iss. 11. - P. 128 - 135. (Rus)
25. *Prister B.S., Vinogradskaya V.D. //* *Problemy bezpeky atomnykh elektrostantsii i Chornobylya.* - 2011. - Iss. 16. - P. 151 - 161. (Rus)

Надійшла 15.06.2015
Received 15.06.2015