

УДК: 546.36.027.137:582.912.42:630.1

<https://doi.org/10.33220/1026-3365.138.2021.83>В. П. КРАСНОВ<sup>1</sup>, О. О. ОРЛОВ<sup>2</sup>, О. В. ЖУКОВСЬКИЙ<sup>3</sup>**ДИНАМІКА ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ <sup>137</sup>Cs У НАДЗЕМНІЙ ФІТОМАСІ БАГНА БОЛОТНОГО (*LEDUM PALUSTRE* L.) У ЛІСАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС**<sup>1</sup>Державний університет «Житомирська політехніка»<sup>2</sup>ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»<sup>3</sup>Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького

Досліджено динаміку рівнів радіоактивного забруднення <sup>137</sup>Cs (1991–2018 рр.) надземної фітомаси багна болотного (*Ledum palustre* L.) – поширеної лікарської рослини, яка росте в перезволожених соснових (рідше мішаних) лісах та на відкритих оліготрофних і мезотрофних болотах Українського Полісся. Виявлено зниження цього показника за період досліджень у 3,1–6,5 разу. На всіх постійних пробних площах зменшилася щільність радіоактивного забруднення ґрунту у 2,1–2,7 разу, що пояснюється природним розпадом радіонукліда та перерозподілом між компонентами лісових екосистем. За період досліджень відзначено також зниження інтенсивності надходження <sup>137</sup>Cs до фітомаси багна болотного – коефіцієнт переходу знизився у 1,2–3,0 разу. Результати досліджень дали змогу визначити залежності зміни питомої активності <sup>137</sup>Cs в олістяних пагонах багна болотного та коефіцієнтів переходу в часі, які можна використовувати для прогнозування їхнього радіоактивного забруднення в наступні роки.

Ключові слова: лікарські рослини, радіонукліди, щільність радіоактивного забруднення, коефіцієнт переходу, олістяні пагони.

**Вступ.** Найбільші площі та рівні радіоактивного забруднення після аварії на Чорнобильській АЕС виявлено переважно в західному, північному та північно-східному напрямках від джерела аварійних викидів – на територіях України, Білорусі, Росії, Швеції та Фінляндії. Це пояснюється погодними умовами в період інтенсивних викидів радіонуклідів, а також процесами, які відбувалися в зруйнованому реакторі. Водночас саме на територіях зазначених держав знаходиться значна кількість оліготрофних і мезотрофних сфагнових боліт, а також перезволожених хвойних лісів, на яких ростуть численні рослини-гігрофіти, що мають певне ресурсне значення. До подібних рослин належить багно звичайне (*Ledum palustre* L.), яке створює суцільні зарості на доволі значних площах у сирих борах і суборах, а також у меншій кількості поширене в мокрих і вологих борах і суборах (Krasnov et al. 2009). Багно звичайне широко використовують у народній та офіційній медицині (Minarchenko 2014). Для радіоекологів цей вид є цікавим із огляду на достатньо широкий екологічний ареал, виростання в доволі специфічних едафічних умовах (високі зволоженість і кислотність, бідність на елементи живлення тощо), значне поширення й використання.

Вже в перші роки після Чорнобильської катастрофи українські дослідники приділили значну увагу радіоактивному забрудненню лікарських рослин (Grishchenko et al. 1990, Grodzinskyi 1991). Значною мірою радіоактивне забруднення у той період було зумовлене зовнішнім розміщенням радіонуклідів на вегетативних органах лікарських рослин. У цих дослідженнях визначали вміст радіоактивних елементів у деяких видах рослин у різних регіонах України без прив'язування до конкретних екологічних умов або щільності забруднення ґрунту, що не давало можливості розрахувати коефіцієнти переходу (Кп) або коефіцієнти накопичення (Кн) у ланці «ґрунт – лікарська сировина». Тим не менше, за результатами цих досліджень така лікарська сировина, як олістяні пагони багна болотного, була віднесена до групи, найбільш забрудненої техногенним <sup>137</sup>Cs. Надалі в Україні проведено спеціальні дослідження щодо визначення коефіцієнтів переходу <sup>137</sup>Cs до багна болотного (Orlov et al. 2004). Результати дали змогу віднести багно болотне до видів із дуже сильним накопиченням <sup>137</sup>Cs (Кп > 100).

Подальші радіоекологічні дослідження із визначення коефіцієнтів переходу радіонукліда в ланці «ґрунт – надземна фітомаса багна болотного», проведені на оліготрофних та мезотрофних болотах Західного Полісся України у 2010 р. (Orlov & Golovko 2011), надали

можливість віднести цей вид рослин до таких, що накопичують  $^{137}\text{Cs}$  із середньою інтенсивністю ( $K_p = 98,52 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ). Дослідниками зроблено висновок, що рівні акумуляції цього радіонукліда видами судинних рослин, які ростуть на купинах, зокрема багном болотним, є значно нижчими, ніж видами сильно обводнених мочажин. Дещо пізніше подібні дослідження проведено в Рівненському природному заповіднику на мезотрофних болотах (Holovko & Orlov 2019) та в Житомирському Поліссі у вологих суборах (Krasnov et al. 2020). Дослідники також віднесли багно болотне до рослин, які накопичують  $^{137}\text{Cs}$  із середньою інтенсивністю.

У перші 20 років від часу аварії на ЧАЕС дослідження, подібні до наведених вище, проводили в центральній частині Швеції на оліготрофних сфагнових болотах. Середня величина  $K_p$   $^{137}\text{Cs}$  до пагонів багна болотного становила  $0,13 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$  (або в загальноприйнятій розмірності –  $130 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ) (Galán 2006). Дослідником наведено багаторічну динаміку питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного за 1989–1993 рр. Інші дослідники (Rosén et al. 2009) для центральної Швеції та того самого типу боліт навели дещо вищі середні значення  $K_p$  із субстрату до надземної фітомаси багна болотного. Зокрема, у 1989 р. ці значення сягали  $0,273 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$  ( $273 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ), а в 2004–2007 рр. –  $0,158 \pm 0,024 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$  ( $158 \pm 24 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ ). Таким чином, за 18 років величина  $K_p$   $^{137}\text{Cs}$  досліджуваного виду зменшилася у 1,7 разу. Ці вчені наголосили на тому, що на оліготрофних болотах акумуляція радіонукліду видами судинних рослин є дуже інтенсивною, що зумовлено крайньою бідністю цих біотопів на елементи мінерального живлення, незначною глибиною кореневих систем рослин і значним розвитком мікоризи. Важливу роль мікоризи та ендofітних мікроміцетів у надходженні  $^{137}\text{Cs}$  зі сфагнових субстратів до чагарничків родини *Ericaceae* підтвердили результати досліджень українських вчених (Zhdanova et al. 2002, Orlov et al. 2009, Kurchenko et al. 2013).

Російськими дослідниками (Bulokhov et al. 2010) проаналізовано накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рослинами трав'яно-чагарничкового та мохового ярусів лісу в найбільш радіоактивно забрудненій чорнобильськими викидами південно-західній частині Брянської області Росії. Показано, що в заболоченому мезотрофному сосняку, в асоціації *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (сирий субір) величина  $K_p$  багна болотного сягала  $92,97 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Цими авторами зроблено загальний висновок, що серед покритонасінних рослин лісових екосистем найвищою інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  характеризувалися представники родини Вересових (*Ericaceae*), зокрема багно болотне.

Бідність торфів на мінеральну складову та переважання в їхньому складі нерозкладених і напіврозкладених органічних решток рослин також розглядається дослідниками як одна з основних причин високої мобільності  $^{137}\text{Cs}$  на оліготрофних болотах. Так, за даними бельгійських вчених (Valcke 1993), торфові ґрунти містять незначну кількість глинистого мінералу ілліту, яка є недостатньою для необхідної сорбції  $^{137}\text{Cs}$ , тому більшість його іонів у торфах залишається доступною для кореневого живлення рослин. Подібні результати отримані дослідниками у Білорусі (Kudelsky et al. 1996), за даними яких на оліготрофних соснових сфагнових болотах частка іонообмінної форми  $^{137}\text{Cs}$  у торфах коливалася у межах 13,3–17,2 % його загальної кількості, що у 5–10 разів перевищувало відповідний показник на мінеральних ґрунтах. Також цими вченими зроблено висновок про обмінну сорбцію  $^{137}\text{Cs}$  органічною речовиною торфів, що зумовлює підвищене надходження радіонукліду до рослин. Подібний висновок зроблений також Г. В. Чекіним (Chekin 2002).

Вивченню радіоактивного забруднення багна болотного присвячено багато досліджень. Водночас від часу аварії на ЧАЕС накопичено певний матеріал, який потребує доповнення з використанням сучасних, пізніших досліджень. Це значно розширить наші уявлення про перерозподіл радіонуклідів у лісових екосистемах і накопичення їх у різних компонентах у різні періоди після радіоактивного забруднення територій.

*Мета роботи* – дослідити динаміку питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в олістяних пагонах багна болотного у вологих суборах лісів Полісся України після аварії на ЧАЕС.

**Матеріали й методи.** Дослідження проводили в Житомирській області на п'яти постійних пробних площах (ППП), які закладено в 1991 р. PPP знаходяться на території Липницького (ППП 11 – кв. 3, вид. 1; PPP 13 – кв. 1, вид. 13), Лугинського (ППП 16 – кв. 79, вид. 1); Повчанського (ППП 15 – кв. 50, вид. 16; PPP 18 – кв. 50, вид. 12) лісництв ДП «Лугинське ЛГ». На рік закладання PPP і перших спостережень на них росли 50–65-річні насадження з переважанням сосни звичайної (10Сз–9Сз1Бп) із повнотою 0,6–0,8. Тип лісорослинних умов – перехідний від вологих до сирих суборів (В<sub>3-4</sub>). Підріст представлений поодинокими екземплярами сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) та берези повислої (*Betula pendula* Roth). Підлісок рідкий, куртинний, складався з крушини ламкої (*Frangula alnus* Mill.), горобини звичайної (*Sorbus aucuparia* L.), верби сірої (*Salix cinerea* L.) та верби вушкатої (*Salix aurita* L.). Трав'яно-чагарничковий ярус складався з багна болотного – 35–45 %, буяхів (*Vaccinium uliginosum* L.) – 5–15 %, осоки чорної (*Carex nigra* (L.) Reichard) – 1–3 %, пухівки піхвової (*Eriophorum vaginatum* L.), вербозілля звичайного (*Lysimachia vulgaris* L.), чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) – 10–15 % та брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3–5 %. У моховому ярусі були представлені сфагн оманливий (*Sphagnum fallax* (H.Klinggr.) H.Klinggr.) – 40–45 %, сфагн волосистий (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) – 10–15 %, аулакомній болотний (*Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwaegr.), плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) – 5–15 % та дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) – 5–10 %. Останні два види поширені на купинах. На всіх PPP були сформовані ценози соснового лісу багново-сфагнового. Постійні пробні площі знаходяться серед соснових лісів чорнично-зеленомохових, у неглибоких (завглибшки до 0,5–0,7 м), пласких, замкнених, безстічних улоговинах площею 0,02–0,04 га, у яких рівень ґрунтових вод знаходиться на глибині 20–30 см. Це призвело до заболочування ділянок та формування поверхнево оторфованих дерново-середньопідзолистих глесвих ґрунтів на флювіогляціальних супіщаних відкладах. Потужність шару торфу становила 30–40 см.

Зразки олистяних пагонів багна болотного (завдовжки 20 см) відбирали через п'ять років у трикратній повторності у третій декаді червня – першій декаді липня на облікових ділянках розміром 1 × 1 м, які розташовувались у межах зазначених вище заболочених улоговин. Зразок містив переважно пагони поточного року та листки. У місцях відбору зразків рослин на облікових ділянках відбирали зразки ґрунту методом конверта буром діаметром 5 см на глибині 10 см.

У камеральних умовах відібрані зразки висушували до повітряно сухого стану, подрібнювали за допомогою пробопідготовлювачів ПРП–01 та ПРГ–01Т.

Визначення питомої активності <sup>137</sup>Cs у зразках ґрунту і багна болотного проводили у 1991–2000 рр. на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі Nokia LP–4900В «АFORA» з напівпровідниковим детектором ДГДК 100–В3, у наступні роки – на спектрометрі енергії гамма-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С»–150 зі сцинтиляційним детектором БДЭГ–150 (NaI(Tl)) 150×100 мм. Відносна похибка вимірювання не перевищувала 8 %.

Із метою вивчення інтенсивності акумуляції <sup>137</sup>Cs у системі «ґрунт – багно болотне» визначали коефіцієнт переходу (Кп) (м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>) як відношення питомої активності <sup>137</sup>Cs в олистяних пагонах багна болотного (Бк·кг<sup>-1</sup>) до щільності радіоактивного забруднення ґрунту (кБк·м<sup>-2</sup>) (Krasnov et al. 2020).

**Результати та обговорення.** Питома активність радіонукліда у надземній частині багна болотного у 2018 р. є доволі значною навіть на тих постійних пробних площах, які мають найменшу щільність радіоактивного забруднення ґрунту: на PPP 13 (24,4 ± 2,967 кБк·м<sup>-2</sup>) вона становила 2 316 ± 286,0 Бк·кг<sup>-1</sup> і на PPP 11 (26,5 ± 2,39 кБк·м<sup>-2</sup>) – 2 245 ± 369,5 Бк·кг<sup>-1</sup> (табл. 1). Ці значення набагато перевищують допустимі рівні (500 Бк·кг<sup>-1</sup>), регламентовані гігієнічним нормативом питомої активності <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у рослинній лікарській сировині, яку використовують для виготовлення лікарських засобів (Hygienic standard 2008). Це, зі свого боку, свідчить про те, що ще протягом тривалого часу заготівля багна болотного для безпосереднього використання як лікарської рослини буде обмежена. У межах усіх PPP

виявлено значну мінливість досліджуваного показника – від 14,5 % (ППП 15) до 28,5 % (ППП 11).

Таблиця 1

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в олістяних пагонах багна болотного на ППП у 2018 р.

Статистики	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ на постійних пробних площах				
	ППП 13	ППП 11	ППП 16	ППП 15	ППП 18
$M, \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$	2 316	2 245	10 193	10 823	16 841
$m, \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$	286,0	369,5	1 452,6	903,9	2 223,4
$\text{Std}, \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$	495,3	640,1	2 515,9	1 565,6	3 851,1
$V, \%$	21,4	28,5	24,7	14,5	22,9
$P, \%$	12,4	16,5	14,3	8,4	13,2
$\text{min}, \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$	1 791	1 532	8 378	9 698	13 558
$\text{max}, \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$	2 775	2 770	13 065	12 611	21 080

Відомо, що на ділянках із більшим вмістом того чи іншого радіонукліда в ґрунті реєструють більші значення його питомої активності в рослинах. Дослідження, проведені у подібних екологічних умовах, але на ділянках із різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту, у різні періоди від часу надходження радіонуклідів до лісових екосистем, дають можливість рекомендувати території, на яких можлива заготівля певної рослинної сировини. Крім того, результати цих досліджень разом із іншими радіоекологічними дослідженнями дають змогу певною мірою прогнозувати можливість використання цієї ж рослинної сировини у майбутньому. Проведені у різні роки дослідження дали нам можливість також виявити залежності між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  та його питомою активністю у пагонах багна болотного (Krasnov et al. 2020). Ці залежності є лінійними (табл. 2).

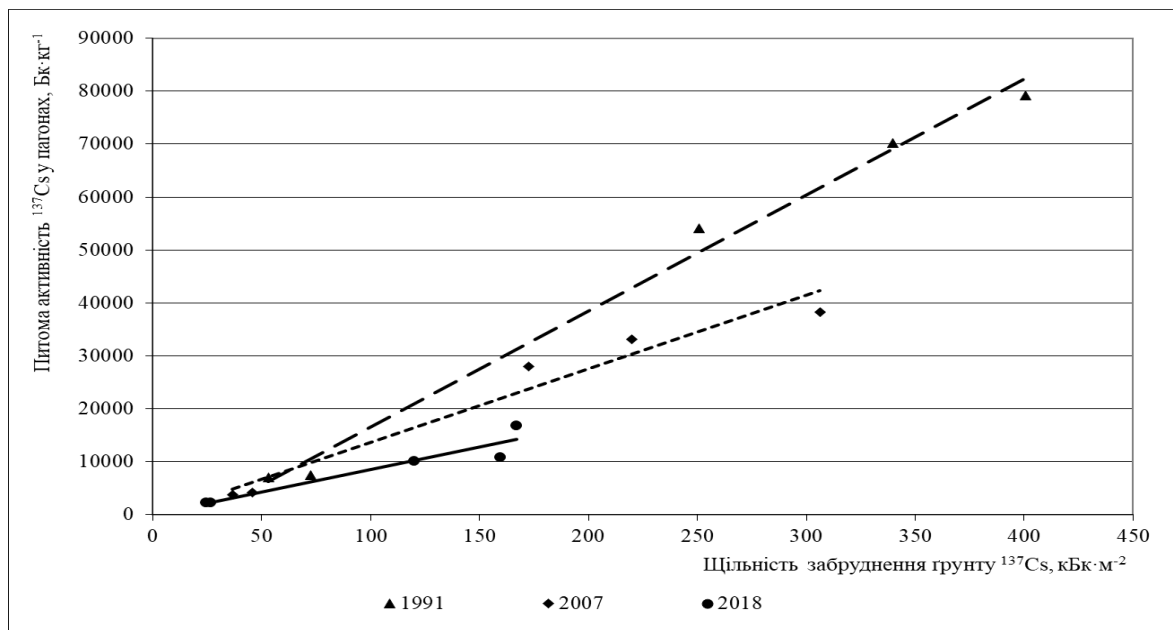
Таблиця 2

Рівняння, що описують залежність між щільністю радіоактивного забруднення ґрунту та питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного у різні роки спостережень

Рік спостережень	Рівняння	Коефіцієнт детермінації $R^2$
1991	$y = 219,32x - 5417,4$	0,99
1995	$y = 186,38x - 3695,7$	0,98
2001	$y = 176,99x - 2872,3$	0,99
2007	$y = 139,02x - 254,43$	0,96
2012	$y = 125,31x - 924,79$	0,99
2018	$y = 84,83x - 47,04$	0,91

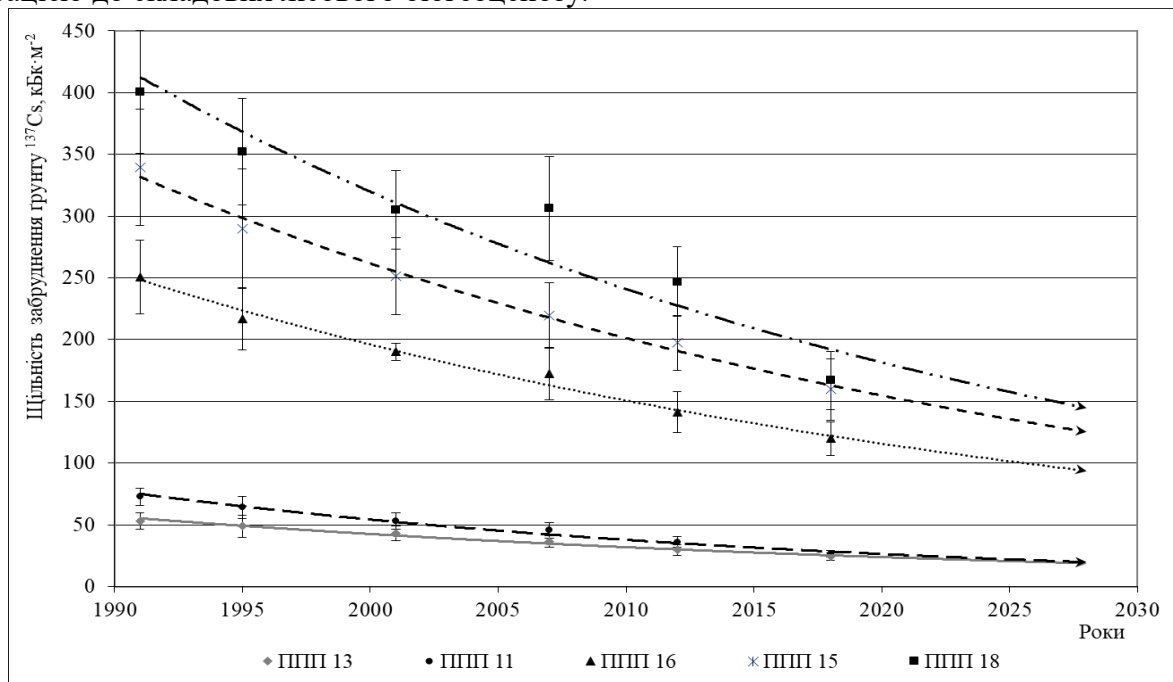
Наведені графіки (рис. 1) підтверджують зазначені вище рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в олістяних пагонах багна болотного протягом періоду спостережень навіть на тих ППП, які закладено на площах із невеликими рівнями радіоактивного забруднення ґрунту. Так, на ППП 13, на якій щільність радіоактивного забруднення ґрунту у 1991 р. становила  $53,0 \pm 6,71 \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ , а у 2018 р. –  $24,4 \pm 2,97 \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ , питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного у 2018 р. сягала  $2 316 \pm 286,0 \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-2}$  (у 4,6 разу перевершувала допустимі рівні).

Зазначені обставини у найближчі роки значно обмежать території, на яких можлива заготівля пагонів багна болотного як лікарської сировини. Це може пояснюватися: значними рівнями радіоактивного забруднення територій; великою міграційною здатністю радіонукліда в ґрунтах цих лісорослинних умов (низький уміст глинистих мінералів і дрібних фракцій у гранулометричному складі, високі кислотність і вологість); біологічними особливостями рослини, що впливають на накопичення  $^{137}\text{Cs}$ .



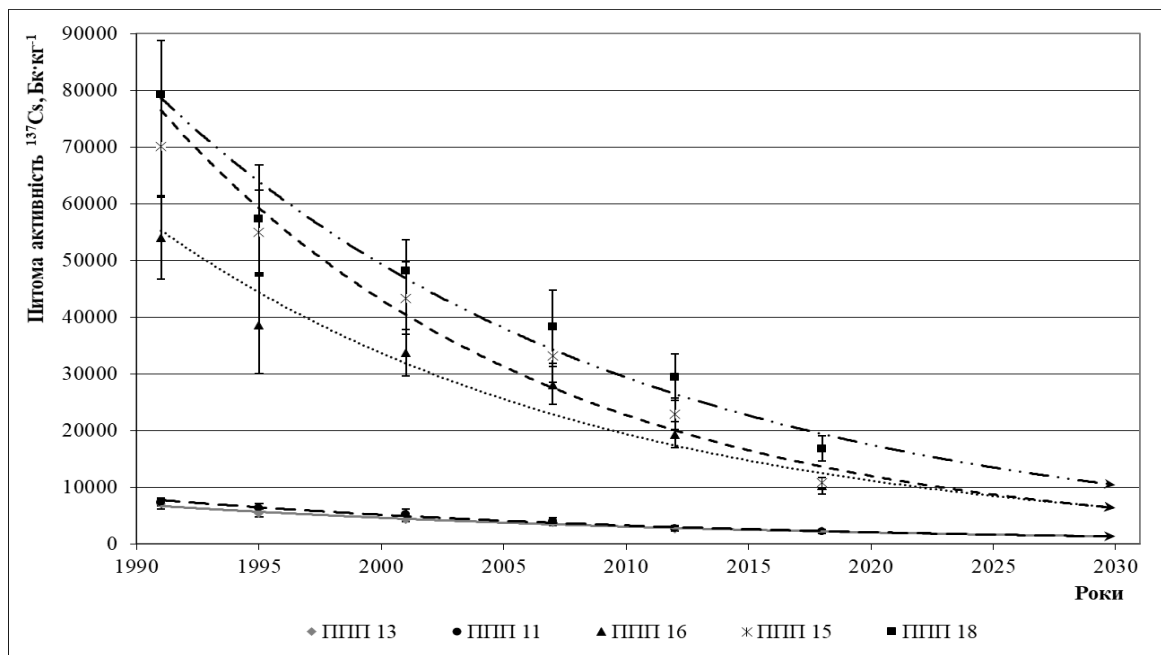
**Рис. 1 – Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в олистяних пагонах багна болотного від щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  у різні роки після аварії на Чорнобильській АЕС**

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту насамперед визначає вміст радіонукліда у рослинах, зокрема в пагонах багна болотного. Результати наших досліджень щодо зміни першого показника з часу аварії на ЧАЕС (рис. 2) свідчать, що на всіх ППП він суттєво зменшився (у 2,1–2,7 разу), що пояснюється розпадом радіонукліда та меншою мірою його міграцією до складових лісового біогеоценозу.



**Рис. 2 – Динаміка щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  у місцях виростання багна болотного та прогноз її зміни у наступні 10 років**

Протягом періоду досліджень відбувається зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в олистяних пагонах багна болотного (рис. 3). Так, на ППП 13 величина цього показника у 2018 р. становила лише 32,9 % від тієї, що була на початок спостережень у 1991 р.; на ППП 11 – 30,3 %; на ППП 16 – 18,9 %; на ППП 15 – 15,4 %; на ППП 18 – 21,3 %. Розрахунки показали (Krasnov et al. 2020), що за період спостережень зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в олистяних пагонах багна болотного на ППП описують експоненційні рівняння (табл. 3).



**Рис. 3 – Динаміка та прогноз питомої активності <sup>137</sup>Cs в олістяних пагонах багна болотного**

Таблиця 3

**Рівняння зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs в олістяних пагонах багна болотного на ППП за період спостережень 1991–2018 рр.**

Пробна площа	Рівняння	Коефіцієнт детермінації R <sup>2</sup>
ППП 13	$y = 3E + 39e^{-0,0411x}$	0,98
ППП 11	$y = 1E + 43e^{-0,0454x}$	0,98
ППП 16	$y = 3E + 52e^{-0,0552x}$	0,93
ППП 15	$y = 1E + 60e^{-0,0638x}$	0,95
ППП 18	$y = 5E + 49e^{-0,0518x}$	0,93

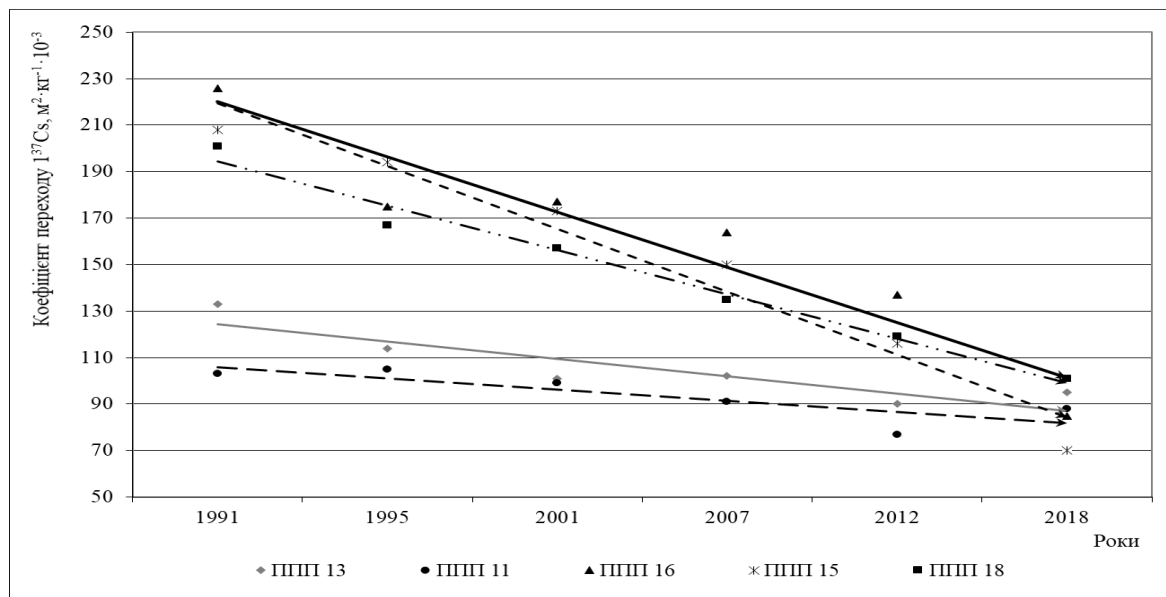
Оскільки до складу зразка багна болотного входили пагони двох останніх років, то зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs у них може пояснюватися природним розпадом радіонукліда в усіх складових лісового біогеоценозу, а також зниженням надходження радіоактивного елементу з ґрунту, що, зі свого боку, може пояснюватися деяким закріпленням у ґрунті, міграцією за межі кореневої системи та до інших складових лісової екосистеми.

Інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту до фітомаси характеризує величина коефіцієнта переходу <sup>137</sup>Cs. Динаміку цього показника в багна болотного в перехідних умовах від вологих до сирих суборів на постійних пробних площах № 13, 11, 16, 15 і 18 описують лінійні рівняння (табл. 4, рис. 4).

Таблиця 4

**Рівняння зниження коефіцієнтів переходу <sup>137</sup>Cs в олістяні пагони багна болотного на ППП за період спостережень 1991–2018 рр.**

Пробна площа	Рівняння	Коефіцієнт детермінації R <sup>2</sup>
ППП 13	$y = -7,4571x + 131,93$	0,80
ППП 11	$y = -4,7714x + 110,53$	0,71
ППП 16	$y = -23,771x + 243,87$	0,90
ППП 15	$y = -27,057x + 246,53$	0,96
ППП 18	$y = -19,029x + 213,27$	0,98



**Рис. 4 – Динаміка коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту до фітомаси багна болотного на постійних пробних площах**

Загалом за період досліджень коефіцієнти переходу зменшилися: на ППП 13 від  $133,1 \pm 1,29$  до  $95,2 \pm 6,76 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (у 1,4 разу); на ППП 11 від  $102,9 \pm 11,11$  до  $87,5 \pm 20,33 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (у 1,2 разу); на ППП 16 від  $225,6 \pm 47,48$  до  $84,9 \pm 5,75 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (у 2,7 разу); на ППП 15 від  $208,3 \pm 11,66$  до  $69,5 \pm 5,83 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (у 3,0 рази); на ППП 18 від  $201,2 \pm 22,36$  до  $101,1 \pm 1,62 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (у 2,0 рази). Відзначені зниження пояснюються певним закріпленням радіонукліду в ґрунті.

**Висновки.** Відбувається зміна радіаційної ситуації у лісових масивах, які потрапили в зону впливу аварійних викидів Чорнобильської АЕС, переважно через розпад радіоактивних елементів та перерозподіл останніх між складовими лісових біогеоценозів. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в олістяних пагонах багна болотного у вологих та сирих суборах лісів Полісся України протягом 1991–2018 рр. знизилась у 3,1–6,5 разу, що пояснюється насамперед зменшенням щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Водночас останній показник зменшився за цей період у 2,1–2,7 разу. За період досліджень зазначено також зниження інтенсивності надходження  $^{137}\text{Cs}$  до фітомаси багна болотного: коефіцієнт переходу зменшився в 1,2–3,0 разу. Результати досліджень дали змогу визначити залежності зміни питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в олістяних пагонах багна болотного та коефіцієнтів переходу в часі, які можна використовувати для прогнозування радіоактивного забруднення рослини в наступні роки.

#### ПОСИЛАННЯ – REFERENCE

- Bulokhov, A. D., Borzdyko, Ye. V., Panasenko, N. N., Semenishchenkov, Yu. A., Skovorodnikova, N. A. 2010. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  in forest biogeocoecos of the southwestern regions of the Bryansk region. The Bryansk State University Herald, 4: 107–115 (in Russian).
- Chekin, G. V. 2002.  $^{137}\text{Cs}$  behavior in soils of transitional bog ecosystems. PhD dissertation. Bryansk, 105 p. (in Russian).
- Galán, P. R. 2006. Behaviour of  $^{137}\text{Cs}$  in a raised bog in central Sweden. MSc thesis. Uppsala, 41 p.
- Grishchenko, E. N., Grodzinskiy, D. N., Moskalenko, V. N. 1990. Radionuclide contamination of plant materials in various regions of Ukraine after the Chernobyl accident. In: Environmental aspects in pharmacy: reports of the International Symposium. Moscow, p. 56 (in Russian).
- Grodzinskiy, D. N. (Ed.). 1991. Anthropogenic radionuclide anomaly and plants. Kyiv, Lybid, 160 p. (in Russian).
- Hygienic standard of specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in herbal medicinal raw materials (substances) used for the medical products. 2008. No 240 valid from May 8, 2008. Kyiv, MOZ Ukrayiny, 7 p. (in Ukrainian).

Holovko, O. V. and Orlov, O. O. 2019. Specifics of accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  in phytomass of species of grass-dwarf-shrub layer of oligotrophic and mesotrophic bogs of Western Polissya of Ukraine. *Biological systems: theory and innovation*, 10(3): 92–101 (in Ukrainian). <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2019.03.092>

Krasnov, V. P., Orlov, O. O., Vedmid, M. M. 2009. Atlas of indicator plants and types of forest vegetation conditions of Ukrainian Polissya. Novohrad-Volynsky, NOVOhrad, 488 p. (in Ukrainian).

Krasnov, V., Orlov, O., Zhukovskiy, O., Korbut, M., Melnyk, V., Zborovska, O. 2020. Comparing the radioactive contamination of marsh Labrador tea (*Ledum palustre* L.) over different periods since Chernobyl accident. [Electronic resource]. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5.10(107): 35–43. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.211933>

Kudelsky, A., Smith, J., Ovsianikova, S., Hilton, J. 1996. The mobility of Chernobyl-derived  $^{137}\text{Cs}$  in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus. *Science of the Total Environment*, 188(2–3): 101–113. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05162-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05162-5)

Kurchenko, I. N., Sokolova, E. V., Orlov, A. A. 2013. Endophytic microscopic fungi of higher plants and their ecological role in biogeocenoses of sphagnum bogs of the Ukrainian Polesie. In: Zhdanova, N. N. & Zakharchenko, V. A. (Eds.). *Mycobiota of Ukrainian Polesie: consequences of the Chernobyl disaster*. Kyiv, Naukova dumka, p. 101–197 (in Russian).

Minarchenko, V. M. 2014. Resource Studies. Medicinal plants. Kyiv, Fitosotsiotsentr, 215 p. (in Ukrainian).

Orlov, A. A., Krasnov, V. P., Getmanchuk, A. I. 2004. The main regularities of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by medicinal plants after nuclear accidents. In: Semipalatinsk test site. Radiation legacy and non-proliferation problems. Proceedings of the international conference. Kurchatov, Bulletin of the National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan, p. 41–49 (in Russian).

Orlov, A. A., Kurchenko, I. N., Sokolova, E. V., Zhdanova, N. N., Yurieva, E. M. 2009. Fundamentally new trophic interaction in the system “mosses – endophytic micromycetes – vascular plants” in oligotrophic forest bog ecosystems. In: Problems of forest phytopathology and mycology. Proceedings of the VII International conference. Perm, PermGATU, p. 142–145 (in Russian).

Orlov, O. O. and Golovko, O. V. 2011. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by species of grass–dwarf-shrub layer of forest bogs of Western Polyssya of Ukraine. *Forestry and Forest Melioration*, 118: 73–80 (in Ukrainian).

Rosén, K., Vinichuk, M., Johanson, K. J. 2009.  $^{137}\text{Cs}$  in raised bog in central Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(7): 534–539. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.005>

Valcke, E. 1993. The behaviour of radiocaesium and radiostrontium in soils rich in organic matter. PhD thesis. Leuven, 135 p.

Zhdanova, N. N., Sokolova, E. V., Kurchenko, I. N., Orlov, A. A. 2002. Role of endophytic fungi in the migration of the radionuclides in the vascular plants of the Ukrainian Polesye sphagnopratum. *Collection of scientific works of the Institute of Nuclear Research*, 2(8): 152–158 (in Russian).

Krasnov V. P.<sup>1</sup>, Orlov O. O.<sup>2</sup>, Zhukovskiy O. V.<sup>3</sup>

DYNAMICS OF  $^{137}\text{CS}$  SPECIFIC ACTIVITY IN ABOVEGROUND PHYTOMASS OF LABRADOR TEA (*LEDUM PALUSTRE* L.) IN THE FORESTS OF UKRAINIAN POLISSIA AFTER DISASTER IN CHORNOBYL NPP

1. Zhytomyr Polytechnic State University

2. State Institution ‘The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine’

3. Poliskiy Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky

Dynamics of the levels of radioactive contamination  $^{137}\text{Cs}$  (1991–2018) of the Labrador tea (*Ledum palustre* L.) aboveground phytomass was studied. This species is a wide-spread medicinal plant which grows in waterlogged pine (rarely in mixed) forests and on woodless oligotrophic and mezotrophic bogs in Ukrainian Polissya. A decrease in this index was determined during the observation period in 3.1–6.5 times. On all experimental plots, 2.1–2.7 times decreasing of  $^{137}\text{Cs}$  density of ground deposition was observed that can be explained by radionuclide decay and radionuclide redistribution among components of the forest ecosystems. Over the observation period, a decrease in the intensity of  $^{137}\text{Cs}$  entering into the Labrador tea phytomass was registered: values of transfer factor have dropped by 1.2–3.0 times.

The obtained results allowed finding dependencies of changing of  $^{137}\text{Cs}$  specific activity in leaf-bearing shoots of Labrador tea as well as values of the transfer factor for the studied period. The dependencies can be used to forecast their radioactive contamination in the future.

Key words: medicinal plants, radionuclides, radioactive ground deposition density, transfer factor, leaf-bearing shoots.

E-mail: volodkrasnov@gmail.com

Одержано редколегією: 16.01.2021