



В. П. Краснов¹, О. О. Орлов², О. В. Жуковський², І. Т. Гулик², Т. В. Курбет¹, М. Б. Корбут¹, І. В. Давидова¹, В. В. Мельник¹

¹ Державний університет "Житомирська політехніка", м. Житомир, Україна

² Поліський філіал УкрНДІЛГА ім. Г. М. Висоцького, с. Довжик, Україна

ЗМІНА ВМІСТУ ¹³⁷CS У ЧОРНИЦІ (*VACCINIUM MYRTILLUS* L.) У ЛІСАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ З ЧАСУ АВАРІЇ НА ЧАЕС

Досліджено багаторічну (30 років) динаміку радіоактивного забруднення найпоширенішої ягідної рослини лісів Полісся України – чорниці, яка відіграє велику роль в опроміненні населення регіону. На всіх постійних пробних площах відзначено вищі значення питомої активності ¹³⁷Cs у ягодах чорниці порівняно зі значеннями цього показника у її вегетативній надземній фітомасі – в 1,1-1,7 раза. Це, вірогідно, можна пояснити її біологічними особливостями. За період спостережень відбулося значне зниження радіоактивного забруднення чорниці звичайної: у свіжих ягодах чорниці – у 3,7-8,3 раза, у сухій надземній фітомасі – у 8,2-19,2 раза. Значення коефіцієнтів переходу до надземної фітомаси та свіжих ягід чорниці в 1994 р. відповідно становили 49,2-178,1 та 8,9-34,3 м²кг⁻¹·10⁻³. У 2016 р. продовжує тривати досить інтенсивне надходження ¹³⁷Cs до чорниці: значення коефіцієнтів переходу до свіжих та сухих ягід змінювалися у межах 6-8 та 24-61 м²кг⁻¹·10⁻³ відповідно, а для сухої надземної фітомаси – 17-53 м²кг⁻¹·10⁻³. Триває вертикальна міграція ¹³⁷Cs з верхніх до більш глибоких шарів ґрунту. У 1991 р. основна частка сумарної активності радіонуклідів у вологих суборах була зосереджена у напіврозкладеному та розкладеному шарах лісової підстилки та 0-2-сантиметровому шарі мінеральної частини ґрунту (близько 60-70 %). У 2016 р. найбільше значення цього показника характерне для верхнього 10-сантиметрового шару гумусово-елювіального горизонту – 69,87 %, що в 1,3 раза більше, ніж у 2000 р. (54,91 %). Цей шар ґрунту насичений кореневими системами численних лісових рослин, зокрема чорниці, що підвищує інтенсивність надходження радіонуклідів.

Ключові слова: лісові екосистеми; дерново-підзолистий ґрунт; радіонукліди; щільність радіоактивного забруднення ґрунту.

Вступ. Чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) – найпоширеніший вид ягідних рослин лісів Полісся України. Завдяки цьому, а також своїм харчовим та лікувальним властивостям населення регіону широко використовує чорницю для власних потреб, а також для продажу різноманітним заготівельникам для харчової та фармацевтичної промисловості [2]. Після вивчення радіаційної ситуації, яка склалася внаслідок аварії на Чорнобильсь-

кій АЕС на території України, дослідники встановлювали основні види продуктів харчування, що вносили найбільшу частку в поглинуті дози, які отримували жителі в різних регіонах країни. У Поліссі до таких продуктів харчування було віднесено чорницю.

Об'єкт дослідження – чорниця, що росте у вологих суборах лісів Полісся України.

Предмет дослідження – методи і засоби, які дадуть

Інформація про авторів:

Краснов Володимир Павлович, д-р с.-г. наук, професор, кафедра екології. Email: volodkrasnov@gmail.com

Орлов Олександр Олександрович, канд. біол. наук, ст. наук. співробітник, відділ радіаційної екології лісу.

Email: orlov.botany@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-2923-5324>

Жуковський Олег Валерійович, наук. співробітник, лабораторія лісівництва. Email: zh_oleh2183@ukr.net;

<https://orcid.org/0000-0003-3351-9856>

Гулик Ігор Теодорович, наук. співробітник, лабораторія лісівництва. Email: gulikigor@gmail.com

Курбет Тетяна Володимирівна, канд. с.-г. наук, доцент, кафедра екології. Email: meraviglia@ukr.net;

<https://orcid.org/0000-0001-7820-4263>

Корбут Марія Броніславівна, канд. тех. наук, доцент, кафедра екології. Email: korbutmari81@gmail.com;

<https://orcid.org/0000-0003-2395-3456>

Давидова Ірина Володимирівна, канд. с.-г. наук, доцент, кафедра екології. Email: davydvairina2@gmail.com;

<https://orcid.org/0000-0001-6535-3948>

Мельник Вікторія Вікторівна, асистент, кафедра екології. Email: melnyk_vika91@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0002-3551-5085>

Цитування за ДСТУ: Краснов В. П., Орлов О. О., Жуковський О. В., Гулик І. Т., Курбет Т. В., Корбут М. Б., Давидова І. В., Мельник В. В. Зміна вмісту ¹³⁷CS у чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) у лісах Полісся України з часу аварії на ЧАЕС. Науковий вісник НЛТУ України. 2020, т. 30, № 2. С. 49–54.

Citation APA: Krasnov, V. P., Orlov, O. O., Zhukovskiy, O. V., Gulik, I. T., Korbut, M. B., Kurbet, T. V., Davydova, I. V., & Melnyk, V. V. (2020). Change of ¹³⁷CS content in european blueberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in the forests of Ukrainian Polissia since the Chernobyl accident. *Scientific Bulletin of UNFU*, 30(2), 49–54. <https://doi.org/10.36930/40300209>

зможу визначити особливості радіоактивного забруднення чорниці з часу аварії на Чорнобильській АЕС.

Мета дослідження – вивчити динаміку питомої активності ^{137}Cs у ягодах і вегетативній надземній фітомасі чорниці у вологих суборах лісів Полісся України з часу аварії на ЧАЕС.

Завдання дослідження полягало в отриманні сучасних даних про радіоактивне забруднення чорниці та аналізі його динаміки після надходження радіонуклідів до лісового біогеоценозу.

Наукова новизна результатів дослідження полягає в тому, що вперше у радіоекології лісових екосистем проаналізовано багаторічну (30 років) динаміку радіоактивного забруднення найпоширенішої ягідної рослини лісів Полісся України – чорниці, яка відіграє значну роль в опроміненні населення регіону.

Практична значущість отриманих результатів полягає у тому, що результати дослідження можуть бути використані у практиці заготівлі харчової та лікарської сировини лісів Полісся України на територіях, забруднених радіонуклідами.

Актуальність дослідження полягає у розширенні знань стосовно міграції радіонуклідів у лісових екосистемах й у потребі постійної актуалізації інформації щодо сучасних рівнів радіоактивного забруднення тих компонентів лісових екосистем, які використовує людина.

Аналіз літературних джерел. У середині 90-х років ХХ ст. здійснили широкі дослідження рівнів радіоактивного забруднення ягід чорниці навколо тих населених пунктів поліського регіону, у жителів яких було встановлено поглинуті дози опромінення, які перевищували допустимі рівні. Згідно з розробленими методиками, науковці визначали питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у ягодах чорниці у місцях найбільшої їх заготівлі місцевим населенням біля конкретних населених пунктів (на територіях, які обмежувались радіусом у 3 км). Треба зазначити, що результати цих багаторічних досліджень так і не було проаналізовано та узагальнено [19].

Водночас, у лісовій радіоекології чорниці розглядають як важливий компонент лісових біогеоценозів, який істотно впливає на перерозподіл радіонуклідів. У лісах Полісся України цей вид трапляється у восьми типах лісорослинних умов, але створює густі зарості на великих площах тільки у чотирьох: вологих і сирих борах та суборах [6, 17]. Саме в останніх, які є досить поширеними в регіоні, здійснюють основні заготівлі ягід чорниці. Природно, що й основні дослідження науковці України здійснювали саме в них. Одним із напрямків радіоекологічних досліджень було узагальнення результатів вивчення динаміки радіоактивного забруднення ягід та пагонів чорниці за різні періоди з часу аварії на ЧАЕС. Українські дослідники встановили, що відбувається зменшення рівнів вмісту ^{137}Cs у чорниці: інтенсивне – у перші 10 років після надходження радіонуклідів до лісових екосистем і поступове – у наступні роки [18, 22]. Дані дослідження, а також матеріали вивчення розподілу радіонуклідів у компонентах лісових екосистем дали дослідникам змогу розробити прогностичні моделі їх радіоактивного забруднення до 2015 р. [16]. Потрібно зазначити, що саме в Україні на прикладі чорниці було проведено широкі радіоекологічні дослідження [18].

У перші 10 років з часу аварії на ЧАЕС чорниця слугувала об'єктом дослідження для науковців країн, які зазнали найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС – Білорусі, Росії, країн Центральної та Північної Європи. Це пояснювали її значним поширенням у лісових екосистемах цих країн, а також вживанням у їжу. Багаторічні дослідження білоруських вчених, які встановлювали рівні радіоактивного забруднення найпоширеніших видів рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісів у різних типах лісу та ландшафтів у перші 10-15 років після аварії на ЧАЕС, дали змогу розмістити досліджувані рослини у порядку збільшення вмісту в них ^{137}Cs та величини коефіцієнтів переходу (КП) [1, 4, 7, 8, 11]. Автори цих публікацій відзначили достатньо високі коливання величини радіоактивного забруднення чорниці залежно від типу ценозів, ґрунтів і ландшафтів. У гідроморфних умовах чорниця мала найбільші рівні вмісту радіонуклідів. Подібні результати отримали й інші білоруські дослідники [5], які констатували, що у сосняках чорничних чорниця має високі значення КП [20]. Дещо інші результати отримали дослідники у Литві, які стверджують, що у соснових лісах і на болотах чорниця має невеликі значення коефіцієнта накопичення (КН) [14]. Подібне наводили і російські вчені, які здійснювали дослідження у сосняках зеленомохових [10].

Дослідники, які проводили радіоекологічні дослідження у лісах Швеції, встановлювали рівні радіоактивного забруднення різних видів рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісів. Було встановлено значні (але не найбільші) рівні вмісту ^{137}Cs у чорниці [12, 21], а також те, що впродовж перших п'яти років з часу аварії на ЧАЕС радіоактивне забруднення рослин родини Vacciniaceae зменшилось, зокрема, у чорниці – на 37 % [9]. У Фінляндії після тривалих досліджень було встановлено, що коефіцієнти накопичення ^{137}Cs у брусниці та чорниці досить значні [24]. Науковці Австрії [13] та Німеччини [15] віднесли чорницю до видів, які характеризуються середньою інтенсивністю накопичення ^{137}Cs .

Отже, у літературних джерелах наводять дані, які дають підстави віднести чорницю до рослин з високими або середніми рівнями радіоактивного забруднення (залежно від типу лісу, ґрунтових умов, типу ландшафтів). За останні 10-15 років у наукових виданнях трапляються тільки поодинокі публікації, які узагальнюють моніторингові дослідження з вивчення динаміки вмісту ^{137}Cs у чорниці на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок техногенних катастроф. Водночас, минуло понад 30 років з часу аварії на ЧАЕС, що вимагає актуалізувати дані щодо радіоактивного забруднення чорниці звичайної з урахуванням розпаду радіоактивних елементів і тих процесів, які відбуваються у лісових екосистемах і насамперед у ґрунтах.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження виконували на семи постійних пробних площах (ППП), закладених у 1991 р. у лісових насадженнях різних лісництв ДП "Лугинське лісове господарство": Липницькому лісництві – ППП-11 (кв. 3, вид. 1), ППП-12 (кв. 3, вид. 2), ППП-13 (кв. 3, вид. 13); Лугинському лісництві – ППП-16 (кв. 79, вид. 1), ППП-17 (кв. 71, вид. 10); Повчанському лісництві – ППП-15 (кв. 50, вид. 16), ППП-18 (кв. 50, вид. 12). На всіх ППП лісові насадження мали подібні таксаційні характеристики станом на 1991 р.: склад – 10 С, вік 40-50 років, повнота 0,7-0,8.

Підріст деревних порід був розріджений, складався із сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), заввишки 1,0-2,0 м. Підлісок представлений переважно крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.). Трав'яно-чагарничковий ярус був густим, з проективним покриттям 55-60 %. У ньому домінувала чорниця – 45-55 %, значну участь брали: брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3-7 %, верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) – 1-3 %, буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) – 5-10 %, багно болотне (*Ledum palustre* L.) – 1-3 %, молінія блакитна (*Molinia caerulea* (L.) Moench) – 1-3 %, хвощ лісовий (*Equisetum sylvaticum* L.) – до 1 %, перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) – до 1 %. Моховий ярус, з проективним покриттям 95-98 %, складався з плевроція Шребера (*Pleurozium schreberi* (Wild. ex Brid.) Mitt.) – 40-50 %, дикрана багатоніжкового (*Dicranum polysetum* Sw.) – 40-50 %, зозулиного льону звичайного (*Polytrichum commune* L.) – 1-3 %. Асоціація – сосновий ліс чорнично-зеленомоховий, тип лісорослинних умов – вологий субір (В₃).

Усі ППП закладали у вологих суборах – в центральній частині екологічного ареалу чорниці, але відрізнялися значенням щільності радіоактивного забруднення ґрунту у 1991 р. – від 74 до 696 кБк/м². Рівні забруднення ґрунту ¹³⁷Cs у 2016 р. були такі: ППП № 11-23^{±2,0} кБк/м², ППП № 12-29^{±2,9} кБк/м², ППП № 13-36^{±0,8} кБк/м², ППП № 17-84^{±7,7} кБк/м², ППП № 16-132^{±5,1} кБк/м², ППП № 15-181^{±10,3} кБк/м², ППП № 18-220^{±22,2} кБк/м². Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових відкладах. Лісова підстилка потужністю 10-15 см. Під лісовою підстилкою розміщувались такі горизонти: гумусово-елювіальний горизонт темно-сірого кольору, потужністю 8-10 см; елювіальний горизонт – майже білий, піщаний, потужністю 8-10 см; ілювіальний – коричневого кольору, суг-

линистий, потужністю 6-8 см. Материнська порода починалася з глибини 80-85 см.

На кожній ППП, які мали розмір 50×50 м, відбирали зразки чорниці (ягід і вегетативної надземної фітомаси окремо) на 10 облікових ділянках (розміром 1×1 м), розташованих випадково в їх межах [23]. Дослідження проводили у період дозрівання ягід – третій декаді червня. Спеціальним буром (діаметром 5 см) на кожній обліковій ділянці на глибину 10 см відбирали ґрунт методом конверта, у п'яти точках (по кутах і в центрі) для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту. З п'яти відібраних зразків ґрунту готували один змішаний, який повністю вміщувався у посудину Марі-неллі об'ємом 1000 см³. Отже, на кожній ППП відбирали по 10 зразків ягід, вегетативної надземної фітомаси чорниці та 10 зразків ґрунту.

У камеральних умовах зразки рослин і ґрунту висушували до повітряно-сухого стану в сушильних шафах, а потім подрібнювали. Питому активність ¹³⁷Cs визначали на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів СЕБ – 01-150 із сцинтиляційним детектором БДЕБ-150-А14. Середня відносна похибка вимірювання питомої активності радіонукліду становила 8 % (довірчий рівень – 0,95). Результати досліджень обробляли за допомогою пакета прикладних програм Microsoft Office Excel та Statistica 10 [3].

Результати дослідження та їх обговорення. Питому активність ¹³⁷Cs у вегетативній надземній фітомасі, свіжих і сухих ягодах чорниці на всіх ППП у 1991 р. характеризувалася великими значеннями (від 7700^{±73,9} до 59930^{±484,1} Бк/кг, від 1591^{±13,7} до 9250^{±804,2} Бк/кг, і від 11980^{±1300,0} Бк/кг до 69653^{±7304,5} Бк/кг відповідно) (табл. 1).

Табл. 1. Питому активність ¹³⁷Cs у вегетативній надземній фітомасі та ягодах (сухих і свіжих) чорниці в 1991 та 2016 рр. на ППП з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту

№ ППП	Питому активність ¹³⁷ Cs у вегетативній надземній фітомасі, Бк/кг		Перевищення, разів	Питому активність ¹³⁷ Cs у свіжих (чисельник) та сухих ягодах (знаменник), Бк/кг		Перевищення, разів
	1991 р.	2016 р.		1991 р.	2016 р.	
11	7700 ^{±73,9}	771 ^{±64,4}	10,0	1591 ^{±13,7} 11980 ^{±1300,0}	134 ^{±11,3} 1006 ^{±160,4}	11,9
12	11300 ^{±198,6}	1143 ^{±207,2}	9,9	1740 ^{±154,8} 13102 ^{±1445,5}	174 ^{±54,9} 1306 ^{±133,6}	10,0
13	11445 ^{±113,7}	1207 ^{±110,1}	9,5	2035 ^{±189,6} 15324 ^{±1622,6}	205 ^{±31,4} 1540 ^{±142,0}	9,9
17	20276 ^{±201,1}	2410 ^{±288,6}	8,4	3590 ^{±223,7} 27033 ^{±2237,5}	530 ^{±101,3} 3980 ^{±412,8}	6,8
16	20938 ^{±266,7}	2188 ^{±250,2}	9,6	4070 ^{±298,5} 33432 ^{±3010,5}	495 ^{±73,3} 3717 ^{±365,5}	8,2
15	56515 ^{±387,4}	9199 ^{±707,5}	6,1	7710 ^{±639,6} 58056 ^{±6293,1}	1459 ^{±36,4} 10957 ^{±1100,6}	5,3
18	59930 ^{±484,1}	9999 ^{±747,1}	6,0	9250 ^{±804,2} 69653 ^{±7304,5}	1704 ^{±128,5} 12797 ^{±1127,6}	5,5

Джерело: авторська розробка.

Отримані значення вмісту радіонукліду у свіжих ягодах чорниці були у 3,2-18,5 раза більші від сучасних допустимих рівнів вмісту ц радіонукліду в свіжих дикорослих ягодах (500 Бк/кг). У сухих пагонах і ягодах чорниці, які використовують у лікувальних цілях, перевищення гігієнічного нормативу питомої активності радіонуклідів у рослинній лікарській сировині (600 Бк/кг) сягало у вегетативній надземній фітомасі 12,8-99,9 раза, а у ягодах (500 Бк/кг) – 24,0-139,3 раза. Для розуміння цього явища потрібно відзначити, що після надходжен-

ня радіонуклідів до лісових екосистем після аварії на ЧАЕС та переміщення їх основної маси на поверхню ґрунту до кінця 1986 р., розпочалася їх поступова міграція у глибші шари лісової підстилки та мінеральної частини ґрунту. У 1991 р. (через 5 років після аварії) основна частка сумарної активності радіонуклідів у вологих суборах була зосереджена у напіврозкладеному та розкладеному шарах лісової підстилки та 0-2-сантиметровому шарі мінеральної частини ґрунту (близько 60-70 %) [17]. Водночас, відомо, що кореневища чорниці

розміщені переважно у розкладеній частині лісової підстилки, а тонкі сисні корені заглиблюються у верхню частину мінеральної частини ґрунту на 2-4 см [2]. Ці обставини зумовлювали значне надходження радіонуклідів до чорниці. Окрім цього, у розкладеному та напіврозкладеному шарах лісової підстилки сконцентрований міцелій грибів [25], які перебувають у симбіотичних відносинах з чорницею й істотно задовольняють її потреби у мінеральних речовинах.

Зіставлення результатів визначення питомої активності ^{137}Cs у вегетативній надземній фітомасі та ягодах чорниці, отриманих через п'ять та тридцять років з часу надходження радіонуклідів до лісових екосистем, свідчить про їх істотне зменшення: у 6,0-10,0 разів – у вегетативній надземній фітомасі та у 5,3-11,9 разів – у ягодах. Варто також зазначити дещо більші значення питомої активності радіонуклідів у сухих ягодах чорниці, ніж у її вегетативній надземній фітомасі. Так, у 1991 р. це перевищення було у межах від 1,1 до 1,6 раза, а у 2016 р. – від 1,1 до 1,7 раза. Дещо більше накопичення ^{137}Cs у ягодах рослини пов'язане, вірогідно, з її біологічними особливостями.

Встановлення питомої активності ^{137}Cs у вегетативній надземній фітомасі чорниці у різні роки впродовж періоду спостережень виявило загальне зниження цього показника (рисунок). За 24 роки досліджень зниження питомої активності ^{137}Cs у пагонах і листках чорниці становило: на ППП № 18 – 6,5 раза, на ППП № 17 – 8,4 раза, на ППП № 16 – 9,6 раза, на ППП № 15 – 6,1 раза, на ППП № 13 – 9,5 раза, на ППП № 12 – 9,9 раза, на ППП № 11-10,0 разів. Треба відзначити, що менше зниження спостерігається на ППП, які мали більшу щільність радіоактивного забруднення ґрунту. За допомогою дисперсійного аналізу доведено існування достовірної різниці середніх значень питомої активності ^{137}Cs у ягодах чорниці, що отримані у різні роки спостережень на досліджуваних пробних площах. Встановлені

зниження найбільш тісно описуються рівняннями виду $y = ax^b$: на ППП № 16 $y = 32237x^{-1,9}$ ($r^2 = 0,99$); на ППП № 12 $y = 19658x^{-2,2}$ ($r^2 = 0,96$).

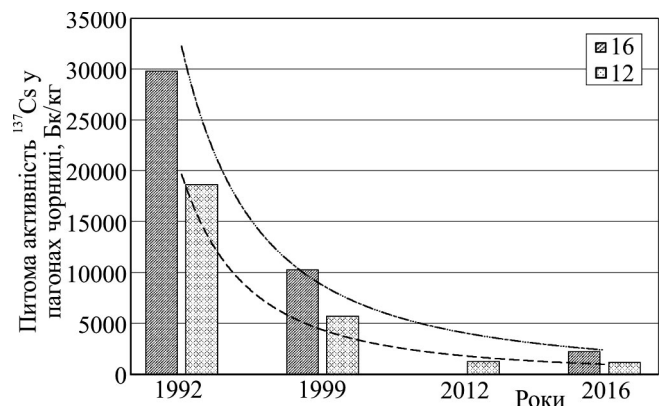


Рисунок. Зміна питомої активності ^{137}Cs у вегетативній надземній фітомасі чорниці впродовж 1992-2016 рр. на ППП № 16, 12. Джерело: авторська розробка.

Інтенсивність надходження радіонуклідів до рослин характеризує коефіцієнт переходу (КП), який, як відомо, є відношенням питомої активності радіоактивного елемента у рослині або її частині/органі до щільності радіоактивного забруднення ґрунту (табл. 2). Значення показника у 2016 р. вказує на досить інтенсивне надходження ^{137}Cs до чорниці на всіх ППП: $6-8 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$ – до свіжих ягід і $17-53 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$ – до надземної фітомаси чорниці. Зменшення цього показника відбувається з роками. Так, величина КП до надземної фітомаси чорниці на тих самих ППП у 2010 р. знаходилася у межах $28,5-126,7 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$, а до свіжих ягід – $5,5-19,8 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$, що значно більше від даних, отриманих у 2016 р. Ще більші значення КП було встановлено у 1994 р.: до надземної фітомаси – $49,2-178,1 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$, до свіжих ягід – $8,9-34,3 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$.

Табл. 2. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs до надземної фітомаси та ягід чорниці в 2016 р. на ППП з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту

№ ППП	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs у надземну фітомасу, $\text{м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs у свіжі ягоди, $\text{м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$	Коефіцієнт переходу ^{137}Cs у сухі ягоди, $\text{м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$
11	$23^{\pm 2,0}$	$35^{\pm 4,8}$	$6^{\pm 0,3}$	$36,8^{\pm 4,0}$
12	$29^{\pm 2,9}$	$43^{\pm 10,0}$	$6^{\pm 1,9}$	$44,4^{\pm 4,1}$
13	$36^{\pm 0,8}$	$34^{\pm 3,4}$	$6^{\pm 0,3}$	$24,9^{\pm 2,5}$
17	$84^{\pm 7,7}$	$31^{\pm 6,4}$	$6^{\pm 1,2}$	$33,8^{\pm 3,4}$
16	$132^{\pm 5,1}$	$17^{\pm 2,5}$	$4^{\pm 0,6}$	$23,9^{\pm 2,1}$
15	$181^{\pm 10,3}$	$53^{\pm 6,9}$	$8^{\pm 0,2}$	$61,0^{\pm 6,1}$
18	$220^{\pm 22,2}$	$51^{\pm 3,5}$	$8^{\pm 0,6}$	$53,9^{\pm 5,2}$

Джерело: авторська розробка.

Як відомо, значно інтенсивніше надходження ^{137}Cs до чорниці у 1991 р. пояснюють, насамперед, його концентруванням у лісовій підстилці та верхній частині гумусово-елювіального горизонту. Результати досліджень розподілу радіонуклідів у ґрунтах вологих суборів у 1992 р. також свідчать, що найбільша питома активність ^{137}Cs була притаманна лісовій підстилці (табл. 3).

Так, питома активність 0-5-сантиметрового шару мінеральної частини ґрунту у 19,6 раза менша від тієї, яка спостерігалася у лісовій підстилці вологих суборів. Із подальшим заглибленням відбувалося істотне зменшення цього показника. Варто зазначити, що значення питомої активності радіонуклідів у конкретному шарі або генетичному горизонті ґрунту неповно передає тенденції його вертикальної міграції. Це зумовлено різною

об'ємною вагою генетичних горизонтів (та шарів ґрунту у їх межах) лісових ґрунтів.

Табл. 3. Питома активність ^{137}Cs у лісовій підстилці та шарах мінеральної частини ґрунту вологих суборів у 1992 р. (щільність радіоактивного забруднення ґрунту 400-500 кБк/м²)

Шар ґрунту, см	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг
Лісова підстилка	48655
0-5	2479
5-10	359
10-15	181
15-20	63
20-25	70
25-30	63
30-35	37
35-40	11

Джерело: авторська розробка.

Тому в подальших дослідженнях ми використовували валові запаси радіонукліду у 2-сантиметрових шарах на певній площі. Зіставлення результатів розподілу значень цього показника по шарах ґрунтового профілю, отриманих у 2000 та 2016 рр., демонструє певні закономірності (табл. 4). Виявлено, що у 2000 р. частка валового запасу ^{137}Cs у лісовій підстилці від його запасу у ґрунті становила 39,84 %. При цьому зафіксовано збільшення цього показника в межах лісової підстилки від

верхньої її частини до нижньої: 0,67 % – у нерозкладеній, 9,38 % – у напіврозкладеній та 29,79 % – у розкладеній її частинах. Водночас, дані 2000 р. свідчили, що у мінеральній частині ґрунту вже була сконцентрована більша частка валового запасу радіонукліду – 60,16 %. Головна його частка знаходилася у 10-сантиметровому шарі гумусово-елювіального горизонту – 54,91 %. У глибших шарах ґрунту містилася невелика кількість ^{137}Cs .

Табл. 4. Валовий запас ^{137}Cs у ґрунті на площі 500 см² у 2-сантиметрових шарах ґрунту у вологих суборах у різні роки (2000 р., 2016 р.)

Глибина горизонту, см	2000 р.		2016 р.		Перевищення (+), зменшення (-) частки валового запасу ^{137}Cs , разів
	валовий запас ^{137}Cs у ґрунті на площі, Бк/500 см ²	частка від валового запасу ^{137}Cs , %	валовий запас ^{137}Cs у ґрунті на площі, Бк/500 см ²	частка від валового запасу ^{137}Cs , %	
Но – нерозкладена	187	0,67 ^{±0,07}	43 ^{±5}	0,24 ^{±0,02}	-2,8
Но – напіврозкладена	2615	9,38 ^{±0,64}	1430 ^{±125}	8,14 ^{±0,88}	-1,15
Но – розкладена	8303	29,79 ^{±2,73}	2060 ^{±211}	11,73 ^{±1,30}	-2,5
0-2	6306	22,62 ^{±1,89}	4978 ^{±502}	28,35 ^{±1,99}	+1,3
2-4	3997	14,34 ^{±1,42}	3320 ^{±199}	18,91 ^{±1,40}	+1,3
4-6	2517	9,03 ^{±0,72}	1974 ^{±124}	11,24 ^{±1,20}	+1,2
6-8	1655	5,94 ^{±0,56}	1297 ^{±108}	7,39 ^{±0,45}	+1,2
8-10	831	2,98 ^{±0,31}	699 ^{±59}	3,98 ^{±0,41}	+1,3
10-12	597	2,14 ^{±0,17}	457 ^{±42}	2,60 ^{±0,28}	+1,2
12-14	319	1,15 ^{±0,09}	294 ^{±18}	1,68 ^{±0,17}	+1,5
14-16	244	0,88 ^{±0,07}	246 ^{±19}	1,40 ^{±0,13}	+1,6
16-18	176	0,63 ^{±0,07}	157 ^{±17}	0,90 ^{±0,09}	+1,4
18-20	125	0,45 ^{±0,05}	120 ^{±11}	0,68 ^{±0,05}	+1,5
20-22	–	–	121 ^{±7}	0,69 ^{±0,06}	–
22-24	–	–	88 ^{±6}	0,50 ^{±0,04}	–
24-26	–	–	83 ^{±5}	0,47 ^{±0,04}	–
26-28	–	–	100 ^{±8}	0,57 ^{±0,05}	–
28-30	–	–	88 ^{±8}	0,50 ^{±0,04}	–
	27872	100	17556	100,00	–

Вертикальна міграція ^{137}Cs до мінеральної частини ґрунту та подальше його заглиблення зберігалася і в подальші роки. Так, у 2016 р. частка валового запасу радіонукліду у лісовій підстилці вже становила 20,11 %, що в 1,5 раза менше, ніж у 2000 р. При цьому зберігалася тенденція до зменшення цього показника з верхніх шарів лісової підстилки до більш глибоких. У мінеральній частині ґрунту у 2016 р. знаходилася 79,89 % валового запасу ^{137}Cs у ґрунті, зокрема у 10-сантиметровому шарі гумусово-елювіального горизонту – 69,87 %. Перший показник збільшився на 19,73 %, а другий – на 14,96 %. Відмінність між ними вказує на подальше заглиблення радіонукліду у глибші шари ґрунту. Так, у 2000 р. у мінеральній частині ґрунту на глибині 10-20 см містилося 5,25 % валового запасу радіонукліду, а у 2016 р. – вже 7,26 %.

Отримані результати динаміки абсолютних величин цього показника в аналізованих шарах ґрунту свідчать, що існує загальна закономірність зменшення вмісту ^{137}Cs у лісовій підстилці та збільшення – у всіх шарах його мінеральної частини. Цікаво, що збільшення показників 2016 р., порівняно з 2000 р., у всіх шарах дуже близьке, але дещо вище у найнижчих шарах (12-20 см). Останнє може вказувати на однорідність тих процесів, від яких залежить темп міграції радіонукліду у глибину. Можна припустити, що у верхніх шарах ґрунту відбувається обмінне закріплення ^{137}Cs у живих організмах, зокрема, міцелії грибів, коренях судинних рослин, відмерлих органічних рештках і необмінне закріплення – у глинистих мінералах.

Висновки:

1. З часу аварії на Чорнобильській АЕС відбулося істотне зниження радіоактивного забруднення чорниці звичайної: значення питомої активності ^{137}Cs у свіжих ягодах чорниці знизилася у 3,7-8,3 раза, у сухій надземній фітомасі – у 8,2-19,2 раза. У 2016 р. тривало досить інтенсивне надходження ^{137}Cs до чорниці на всіх ППП: величини коефіцієнтів переходу до свіжих ягід змінювалися у межах 6-8 м²кг⁻¹·10⁻³, до сухих ягід – у межах 24-61 м²кг⁻¹·10⁻³ і до сухої надземної фітомаси – 17-53 м²кг⁻¹·10⁻³.

2. Триває вертикальна міграція ^{137}Cs з верхніх до глибших шарів ґрунту. Частка сумарної активності ^{137}Cs у лісовій підстилці зменшилася від 39,84 % (2000 р.) до 20,11 % (2016 р.). Найбільша її частка міститься у верхньому 10-сантиметровому шарі гумусово-елювіального горизонту – 54,91 %, який насичений кореневими системами численних лісових рослин, зокрема чорниці.

References

- Bunzl, K., & Kracke, W. (1986). Accumulation of fallout ^{137}Cs in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys*, 50, 540 p.
- Chopik, V. I., Dudchenko, L. G., & Krasnova, A. N. (1983). *Wild useful plants of Ukraine. Directory*. Kiev: Naukova Dumka. [In Russian].
- Dospekhov, B. A. (1985). *Methodology of field experience*. Moscow: Agropromizdat. [In Russian].
- Eliashovich, N. V. (1992). Chernobyl accident: pollution of herbaceous plants. Practical aspects. News of the Academy of Sciences

- of Belarus. *A series of physical and energy sciences, 1*, 5–10. [In Russian].
5. Eliashevich, N. V., & Rubanova, R. V. (1993). Accumulation of radionuclides by medicinal plants according to their habitat types: *Proc. doc. Part 1. Radiobiological*. Kiev, September 20–25, 1993 Pushchino, 338 p. [In Russian].
 6. Elin, E. Y., & Meshcheryakov, G. I. (1973). *Atlas of indicator plants of forests of Ukraine*. Kiev: Harvest. [In Russian].
 7. Ermakova, O. O. (2000). Radioecological monitoring of ^{137}Cs accumulation in plants of living soil cover of forest cenoses. *Report abstract international the conference "Radioactivity in nuclear explosions and accidents"* (Moscow, April 24–26, 2000). St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 217 p. [In Russian].
 8. Ermakova, O. O., Kazey, A. P., & Kuzmich, O. T. (1993). Accumulation of radionuclides by plants of the living ground cover of pine phytocenoses: *Abstract. doc. Part 1. Radiobiology*. Kiev, September 20–25, Pushchino, 350 p.
 9. Fawaris, B. H., & Johanson, K. J. (1994). Radiocesium in soil and plants in a forest in central Sweden. *Science of the Total Environment, 157*, 133–138.
 10. Fesenko, S. V., Sanzharova, N. I., Spiridonov, S. I., Sukhova, N. V., Avila, R., & Klein, D. (2002). Analysis of factors determining the biological availability of ^{137}Cs in soils of forest ecosystems. *Radiation biology. Radioecology, 42(4)*, 448–456. [In Russian].
 11. Grabovskiy, V., & Dzendzelyuk, O. (2012). Seasonal changes of ^{137}Cs content in some medical herbs and berry plants from western Ukraine. *Visnyk of the Lviv University. Series Biology, 58*, 175–184. [In Ukrainian].
 12. Guillite, O., Melin, J., & Wallberg, L. (1994). Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in boreal forest ecosystem. *Science of The Total Environment, 157*, 207–215.
 13. Heinrich, G., & Remele, K. (1996). ^{137}Cs , ^{90}Sr , K^+ and Ca^{++} in lichens, mosses and vascular plants of mountain area in Styria, Austria. *Proc. of the Intern. Symposium on Radioecology. Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident*. Vienna, 22-24-th April. Gerzabek, M., Desmet, G., Howard, B. J., Heinrich, G., Schimmack, W. (Eds.), 243–250.
 14. Kiponas, D., & Marchülene, D. (2001). Plants as bioindicators of ^{137}Cs and ^{60}Co contamination of terrestrial ecosystems: *Abstract. doc. Modern problems of bioindication and biomonitoring*. Syktyvkar, September 17–21, Syktyvkar, 76–77. [In Russian].
 15. Klemt, E., Drissner, J., Flügel, V. et al. (1996). Bioavailability of cesium radionuclides in prealpine forests and lakes. *Proc. of the Intern. Symp. on Radioecology. Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident* / Eds. M. Gerzabek, G. Desmet, J. Howard et al. Vienna, 267–274.
 16. Kovalchuk, A. M., Krasnov, V. P., Levitsky, V. G., Orlov, O. O., & Yanchuk, V. M. (2002). Mathematical modeling of ^{137}Cs migration in forest ecosystems of the Ukrainian Polesie. *Ecological Bulletin of the Exclusion and Mandatory Evacuation Zone, 2*, 59–70. [In Ukrainian].
 17. Krasnov, V. P., & Orlov, A. A. (2004). *Radioecology of berry plants*. Zhytomyr: Volhynia. [In Russian].
 18. Krasnov, V. P., Orlov, O. O., Zborovska, O. V., Zhukovsky, O. V., Kurbet, T. V., & Shelest, Z. M. (2018). ^{137}Cs content in European blueberry (*Vaccinium Myrtillus* L.) in forests of Ukrainian Polissia in different periods after the accident at ChNPP. *Journal of Nuclear Physics and Energy, 19(4)*, 383–391. [In Ukrainian].
 19. Krasnov, V. P., Turko, V. M., Orlov, O. O., Irklienko, S. P., & Kurbet, T. V. (1999). ^{137}Cs content in non-timber forest products of Ukraine according to long-term monitoring at private grazing, mushroom and berry fields around settlements. *Problems of forest ecology and forest management in the Polesie of Ukraine, 6*, 7–11. [In Ukrainian].
 20. Kuzmich, O. T. (2000). Accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the aboveground organs of plants of the family. *Lingonberry: int. conf. Moscow, April 24-26. "Radioactivity in nuclear explosions and accidents"*: Transactions. T. 2. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 244–248. [In Russian].
 21. Melin, J., Wallberg, L., & Suomela, J. (1994). Distribution and retention of cesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems. *Science of the Total Environment, 157*, 93–105.
 22. Orlov, O. O., & Krasnov, V. P. (2001). Long-term dynamics of ^{137}Cs radioactive contamination of wild berries and mushrooms in the Polesie of Ukraine. *Scientific Bulletin of NAU, 46*, 172–179. [In Ukrainian].
 23. Ramensky, L. G. (1971). *Problems and methods of studying vegetation*. Leningrad: Science. [In Russian].
 24. Rantavaara, A. H. (1990). Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in Finland. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Desmet, G. (Ed.) et al. London-New York: Elsevier Applied Science, pp. 202–209.
 25. Vinichuk, M., & Nikolova, I. (2011). The dynamics of ^{137}Cs accumulation by separate species of macromycetes and plants of boreal forest ecosystems. *Visnyk of the Lviv University. Series Biology, 55*, 134–140. [In Ukrainian].

V. P. Krasnov¹, O. O. Orlov², O. V. Zhukovskiy², I. T. Gulik², T. V. Kurbet¹, M. B. Korbut¹, I. V. Davydova¹, V. V. Melnyk¹

¹ Zhytomyr Polytechnic State University, Zhytomyr, Ukraine

² Poliskiy Branch of Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. M. Vysotsky, Dovzhyk, Ukraine

CHANGE OF ^{137}Cs CONTENT IN EUROPEAN BLUEBERRY (*VACCINIUM MYRTILLUS* L.) IN THE FORESTS OF UKRAINIAN POLISSIA SINCE THE CHERNOBYL ACCIDENT

The article presents the results of a study of the long-term dynamics of radioactive contamination of the most common berry plant in the forests of Ukrainian Polissia – European blueberries. Due to their nutritional and medicinal properties, blueberries are widely used by the local population for their own needs, which increases their role in the radiation exposure of the population of the region. The studies were conducted in wet subor (*Querceto-Pinetum*) – the central part of the ecological area of European blueberries; the sampling areas were characterized by considerable variability in the density of radioactive contamination of soil in 1991 – from 74 to 696 kBq/m². Forest stands had such taxation characteristics as of 1991: composition – 10P, age 40-50 years, fullness 0.7-0.8. The specific activity of ^{137}Cs in European blueberry berries at all permanent sampling areas was higher than the value of this indicator in its vegetative aboveground phytomass – by 1.1-1.7 times. This is probably due to its biological characteristics. During the observation period, there was a significant decrease in the radioactive contamination of European blueberries: in fresh blueberries by 3.7-8.3 times, in dry aboveground phytomass – by 8.2-19.2 times. The values of the transition coefficients for aboveground phytomass and fresh blueberries in 1994 were 49.2-178.1 and 8.9-34.3 m²kg⁻¹·10⁻³, respectively. The flow of ^{137}Cs to blueberries continues to be quite intense in 2016: the values of the transition coefficients for fresh and dry berries ranged from 6-8 and 24-61 m²kg⁻¹·10⁻³, respectively, and for dry above-ground phytomass – 17-53 m²kg⁻¹·10⁻³. ^{137}Cs vertical migration from upper to deeper soil layers continues. In 1991, the bulk of the total radionuclide activity in wet subors was concentrated in half-decomposed and decomposed layers of forest floor and 0-2 cm layer of mineral the soil (about 60-70 %). In 2016, the highest value of this indicator is characteristic for the upper 10 cm layer of humus-eluvial horizon – 69.87 %, which is 1.3 times more than in 2000 (54.91 %). This soil layer contains the root systems of many forest plants, including European blueberries, which increases the intensity of the radionuclides flow to them.

Keywords: forest ecosystems; sod-podzol soil; radionuclides; density of radioactive contamination of soil.