


**original article** | UDC 574:630\*182.4(477.42) | doi: 10.31210/visnyk2020.02.11

**<sup>137</sup>Cs DISTRIBUTION PECULIARITIES IN FOREST BIO-GEOCENOSIS COMPONENTS OF UKRAINIAN POLISSIA FRESH WOODS**

V. V. Melnyk

 ORCID  [0000-0002-3551-5085](https://orcid.org/0000-0002-3551-5085)

 Zhytomyr State Polytechnic University, Zhytomyr, 103, Chudnivska str., Zhytomyr, 10005, Ukraine  
 E-mail: [org\\_yvm@ztu.edu.ua](mailto:org_yvm@ztu.edu.ua)

## How to Cite

 Melnyk, V. V. (2020). <sup>137</sup>Cs distribution features in forestry biogeocenosis components of Ukrainian Polissia fresh bors. *Bulletin of Poltava State Agrarian Academy*, (2), 88–98. doi: 10.31210/visnyk2020.02.11

The paper is concerned with <sup>137</sup>Cs distribution peculiarities in the forest bio-geocenosis components of the Ukrainian Polissia fresh groves. Investigations were carried out on experimental areas laid in Narodysky Forestry. Before measuring <sup>137</sup>Cs specific activity, all samples were dried to air-dry state and homogenized. The density of soil radioactive contamination was 267±9.6 kBq/m<sup>2</sup>. <sup>137</sup>Cs specific activity in the bio-geocenosis components differed by several orders of magnitude, with the minimum in deep horizontal soil layers (28–30 cm layer – 40 Bq/kg) and the maximum in the above-ground phyto-mass of some plant species (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) – 85,937 Bq/kg). In addition, significant fluctuations in radionuclides specific activity between separate components of forest bio-geocenosis have been identified. Thus, the components of pine stands can be arranged in a line by reducing <sup>137</sup>Cs specific activity: shoots > internal bark > needles > outer bark > thin branches > thick branches > tree, while grass-shrub cover is characterized by the following line: *Dryopteris carthusiana* (Vill.) > *Vaccinium myrtillus* L. > *Calluna vulgaris* (L.) Hull > *Vaccinium vitis-idaea* L. > *Lycopodium clavatum* L. > *Orthilia secunda* (L.) > *Luzula pilosa* (L.) Willd. Moss cover is characterized by higher values of specific radionuclide activity as compared with lichen cover, where the epiphytic lichen species have lower <sup>137</sup>Cs content than epigeic ones. Soil cover retains the major share of the total radionuclide activity in pine bio-geocenosis and amounts to 76.66 %, while forest litter retains 14.24 % and soil mineral layers – 62.42 %. Other components amount to 23.34 %, where pine stands and moss cover account for 12.02 % and 11.04 % respectively, and undergrowth, lichen and grass-shrub cover account only for 0.28 %. The main phytocenosis phytomass falls upon tree stands and accounts for 85.10 %, and moss cover – 14.48 %, while the role of other vegetation layers in this ecotope was insignificant and amounted to 0.42 %. <sup>137</sup>Cs total activity distribution by components differs significantly from the distribution of phytomass per area unit. Thus, the maximum share of gross <sup>137</sup>Cs total activity is retained by the tree stands (51.49 %) and moss cover (47.32 %). The fraction of the remaining layers is insignificant – 1.19 %, and is presented in the following order by the reduction of radionuclides retention capacity: grass-shrub cover > lichen cover > undergrowth. In pine bio-geocenosis, the key components in the capacity to retain and intensity of radionuclides biogeochemical circulation are forest soil, tree stands and moss cover.

**Key words:** radioactive contamination, total and specific activity, <sup>137</sup>Cs, bio-geocenosis.

**ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ <sup>137</sup>Cs У КОМПОНЕНТАХ ЛІСОВОГО БІОГЕОЦЕНОЗУ СВІЖИХ БОРІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ**

В. В. Мельник

Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир, Україна

Вивчено особливості розподілу <sup>137</sup>Cs у компонентах лісового біогеоценозу свіжих борів Українського Полісся. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту на пробній площі становила

267±9,6 кБк/м<sup>2</sup>. Питома активність <sup>137</sup>Cs у компонентах біогеоценозу відрізнялася на кілька порядків, з мінімумом у глибинних горизонтах ґрунту (28–30 см шар – 40 Бк/кг) і максимумом у надземній фітомасі окремих видів рослин (щитник шартрський – 85937 Бк/кг). Компоненти соснового деревостану можна розмістити в такий ряд за зменшенням величини питомої активності <sup>137</sup>Cs: пагони > кора внутрішня > шпильки > кора зовнішня > гілки тонкі > гілки товсті > деревина, а для трав'яно-чагарничкового покриву характерний такий ряд: щитник шартрський > чорниця > верес звичайний > брусниця > плаун булавовидний > ортилія однобока > ожика волосиста. Моховий покрив характеризується вищими величинами питомої активності радіонуклідів порівняно з лишайниковим покривом, де епіфітні види лишайників мають менший вміст <sup>137</sup>Cs, ніж епігейні. У сосновому біогеоценозі ґрунтовий покрив утримує основну частку сумарної активності радіонуклідів (76,66%), з них на лісову підстилку припадає – 14,24%, а на мінеральні шари ґрунту – 62,42%. На інші компоненти припадає – 23,34%, де сосновий деревостан та моховий покрив відповідно становлять 12,02 та 11,04%, а на підріст, лишайниковий та трав'яно-чагарничковий покрив припадає лише 0,28%. Основна частка фітомаси фітоценозу припадає на деревний ярус – 85,10%, на моховий покрив – 14,48%, а роль інших ярусів рослинності в цьому екотопі була незначною та становила 0,42%. Розподіл сумарної активності <sup>137</sup>Cs по компонентах значно відрізняється порівняно з розподілом фітомаси на одиницю площі. Так, максимальну частку валового запасу <sup>137</sup>Cs утримує деревний ярус (51,49%) та моховий покрив (47,32%). Частка решти ярусів незначна, становить 1,19% і представлена у такому порядку за зменшенням утримуючої здатності радіонуклідів: трав'яно-чагарничковий покрив > лишайниковий покрив > підріст. У сосновому біогеоценозі ключовими компонентами в утримуваній здатності та інтенсивності біогеохімічного кругообігу радіонуклідів є лісовий ґрунт, деревний ярус та моховий покрив.

**Ключові слова:** радіоактивне забруднення, сумарна та питома активність, <sup>137</sup>Cs, біогеоценоз.

## ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ <sup>137</sup>Cs В КОМПОНЕНТАХ ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ СВЕЖИХ БОРОВ УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

**В. В. Мельник**

Государственный университет «Житомирская политехника», г. Житомир, Украина

Изучены особенности распределения <sup>137</sup>Cs в компонентах лесного биогеоценоза свежих боров Украинского Полесья. Плотность радиоактивного загрязнения почвы на пробной площадке составляла 267±9,6 кБк/м<sup>2</sup>. Удельная активность <sup>137</sup>Cs в компонентах биогеоценоза отличалась на несколько порядков, с минимумом в глубинных горизонтах почвы (28–30 см слой – 40 Бк/кг) и максимумом в надземной фитомассе отдельных видов растений (щитовник шартрский – 85937 Бк/кг). Компоненты соснового древостоя можно разместить в такой ряд по убыванию величины удельной активности <sup>137</sup>Cs: побеги > кора внутренняя > шпильки > кора внешняя > ветви тонкие > ветви толстые > древесина. Моховой покров характеризуется более высокими величинами удельной активности радионуклидов по сравнению с лишайниковым покровом. В сосновом биогеоценозе почвенный покров удерживает основную долю суммарной активности радионуклидов (76,66%), из них на лесную подстилку приходится – 14,24%, а на минеральные слои почвы – 62,42%. На другие компоненты приходится – 23,34%, где сосновый древостой и моховой покров соответственно составляют 12,02 и 11,04%, а на подрост, лишайниковый и травяно-кустарничковый покров приходится лишь 0,28%.

**Ключевые слова:** радиоактивное загрязнение, суммарная и удельная активность, <sup>137</sup>Cs, биогеоценоз.

### Вступ

Унаслідок Чорнобильської катастрофи 39% (1,23 млн га) площ державного лісового фонду України зазнали радіоактивного забруднення, на цих територіях щільність такого забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs була понад 37 кБк/м<sup>2</sup> [13, 24, 33]. Дослідники, які займалися радіоекологічними дослідженнями, вже в перші роки виявили, що лісові масиви характеризуються більш високими рівнями радіоактивного забруднення, ніж інші форми ландшафтів [10, 28, 34]. Також було встановлено, що лісові угіддя утримали на 20–30% більше радіоактивних елементів порівняно з відкритою місцевістю [13, 34, 37]. Після надходження радіонуклідів до лісових екосистем поступово відбулася їх вертикальна й горизонтальна міграція. Тривалість вертикальної міграції в ланцюгу крона–підстилка–ґрунт–коріння в лис-

тських насадженнях складає приблизно один рік, а у хвойних – до 3-х років [11], за іншими оцінками – від 3 до 7 років [35]. Лісові біогеоценози є досить складними, оскільки включають різноманітну кількість рослин та інших організмів. Це все зумовлює високий ступінь мінливості розподілу радіоактивних елементів у різних компонентах лісової рослинності. З'ясовано, що мінімальні величини питомої активності радіонуклідів зосереджені в деревині, а максимальні – у мохах і лісовій підстилці [29, 34]. З часу аварії відбулися суттєві зміни в радіаційній ситуації в лісах, тому доцільно описати сучасний перерозподіл радіонуклідів у компонентах лісових біогеоценозів.

Деревний ярус є основним компонентом лісової екосистеми, проте, деревина, кора, луб, корені, гілки, асиміляційний апарат (хвоя, листя) становлять неоднакові вагові частки від загальної біомаси й по-різному накопичують  $^{137}\text{Cs}$ . На інтенсивність накопичення та розподіл радіонуклідів впливають різні фактори: біологічні особливості видів, властивості ґрунтів, форма радіонуклідів, тип лісорослинних умов, щільність радіоактивного забруднення верхніх шарів ґрунту, пора відбору зразків, місце відбору зразків деревини та вік насаджень [5, 20, 21, 30, 34]. Науковці встановили, що деревні породи характеризуються специфічними особливостями щодо накопичення радіонуклідів [9, 13, 34]. Були запропоновані такі ряди деревних порід за інтенсивністю накопичення  $^{137}\text{Cs}$ : береза > осика > дуб > сосна > вільха > ялина [4]; береза > осика > дуб > вільха > сосна [22]; вільха > береза > дуб > осика > сосна [36]; осика > дуб черешчатий > береза повисла > сосна звичайна [27]. Проте представленні ряди деревних порід за інтенсивністю накопичення  $^{137}\text{Cs}$  можуть змінюватися залежно від вибраного досліджуваного органу дерева [4]. Найбільший вміст  $^{137}\text{Cs}$  спостерігається у тканинах та органах з інтенсивним обміном поживних речовин для всіх порід – в асиміляційному апараті (хвоя, листя). За інтенсивністю [13, 19, 27] накопичення  $^{137}\text{Cs}$  тканинами та органами деревних порід можна представити таким рядом: шпильки, листя > кора > гілки > деревина в корі > деревина без кори; інші дослідники [36] представили такий ряд: хвоя поточного року > пагони однорічні > кора > хвоя минулого року > деревина.

Трав'яно-чагарничковий покрив лісових екосистем Полісся України представлений різними видами рослин, що можуть використовуватися людиною для власних потреб [7, 13, 25, 29, 32], та відіграють важливу роль в акумуляції та перерозподілі радіонуклідів у лісових біогеоценозах [12, 28, 31, 37]. Учені зробили досить подібні висновки щодо накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рослинами трав'яно-чагарничкового покриву: максимальний вміст радіонуклідів характерний для папоротеподібних, а мінімальний для вищих квіткових рослин; в одному типі лісорослинних умов спостерігається значна міжвидова відмінність у величинах питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ ; коефіцієнт переходу радіонуклідів у надземну фітотому тісно залежить від типу ґрунту, вмісту обмінних форм радіонуклідів у ґрунтах та розташування кореневої системи рослин; в автоморфних ландшафтах накопичення  $^{137}\text{Cs}$  на 1–2 порядки менше, ніж у гігоморфних рослин [8, 17, 25, 29].

Результати досліджень свідчать, що мохово-лишайниковий покрив був своєрідним депо радіонуклідів та утримував від 10 до 50 % валового запасу  $^{137}\text{Cs}$ , який надійшов у лісову екосистему після аварії на ЧАЕС [12, 13, 28, 31]. Дослідники з'ясували [6, 40,], що зелені мохи інтенсивніше накопичують  $^{137}\text{Cs}$  порівняно з  $^{90}\text{Sr}$ , а різні фракції утримують радіонукліди по-різному: максимальний вміст відмічено в очосі, а мінімальний у мертвій фракції [6, 23]. Важливу роль у перерозподілі радіонуклідів у лісових біогеоценозах відіграють епігейні лишайники, які за інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  розміщують у такому порядку: епіфітні листуваті > епіфітні куцисті > епілітні листуваті > епігейні куцисті [1, 12].

Вертикальний перерозподіл радіонуклідів у лісових ґрунтах характеризується певними особливостями. Встановлено, що в перші роки після аварії шари лісової підстилки утримували до 80 % радіонуклідів від загальної кількості в біогеоценозі, але з часом її роль змінилася, і зараз основна частина валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  у лісових ґрунтах сконцентровано в мінеральній частині ґрунту [14, 18, 35, 38].

У компонентах лісових біогеоценозів спостерігаються зміни величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у часі, тому широкого вивчення набув валовий розподіл радіонуклідів. Кількісні матеріали, що отримані в цьому напрямі, важко зіставити, оскільки дослідження проводили за різними методиками, у різних типах лісорослинних умов, у різні роки та на територіях з різною щільністю радіоактивного забруднення ґрунту. Російські дослідники [21, 36] вивчили валовий запас  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах лісової екосистеми в межах 30-км зони. Отримані результати в перший рік після аварії свідчать, що 86,3 %  $^{137}\text{Cs}$  сконцентровано в 0–10 см шарі ґрунту разом з лісовою підстилкою, а частка інших компонентів незначна й має такий розподіл: хвоя та листя – 5,18 %, кора – 3,82 %, гілки – 3,34 % та у стовбуровій

деревині – 1,33 %. Через декілька років подібні дослідження показали, що основним вмістилищем радіонукліду залишився ґрунт з лісовою підстилкою, але частка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  становить 94,4 %, а в інших компонентах був такий розподіл: у корі – 3,33 %, гілках – 1,12 %, хвої, листі – 0,49 % та стовбуровій деревині – 0,68 %.

Аналіз результатів досліджень свідчить [34, 37, 39], що після аварії внесок деревного ярусу в загальний розподіл радіонукліду в лісових екосистемах становив 60–90 %, а через 10 років складав лише 1,2–13 %. Проводячи дослідження щодо розподілу сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у лісових екосистемах, науковці встановили, що основний вміст радіонуклідів сконцентровано у ґрунті та лісовій підстилці від 62 до 95 %, у деревостанах – 4–6 %, у трав'яно-чагарничковому та моховому ярусі – 3–8 %. Українські дослідники [2, 3, 15, 16] встановили, що основна частка валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  зосереджено у ґрунті (враховуючи лісову підстилку) і становить у вологому борі – 86,29 %, у вологому суборі – 75,32 %, у вологому сугруді – 98,83 % та у свіжому борі – 78,97 %. Інші компоненти фітоценозу в цих типах лісорослинних умов відповідно утримували – 13,71 %, 24,68 %, 1,68 % та 21,03 %.

Розподіл радіонуклідів у біогеоценозах мезооліготрофних боліт [26] показав, що основна частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  містилася в торфі та становить 60 %, значно менше утримувалося у сфагново-вому покриві – 36,4 %, а частка запасу радіонукліду у трав'яно-чагарничковому та деревному ярусі лише 3,6 %. Інші вчені [17] виявили, що з часом відбувся перерозподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозах мезооліготрофних боліт, так, у торфі міститься лише 32,4 %, у фракціях сфагнів – 66,3 %, а інших компонентах до 1,3 %.

Проаналізувавши літературу, можна відмітити, що основна кількість досліджень, проведена в перші 10–20 років після аварії, присвячена різним аспектам міграції та розподілу радіонуклідів у окремих компонентах лісового біогеоценозу. Вивчення сучасних особливостей радіоактивного забруднення компонентів лісових екосистем необхідне для прогнозування радіаційної ситуації в майбутньому та обґрунтування можливості заготівлі деревної й недеревної продукції на радіоактивно забруднених територіях.

*Метою* наших досліджень було охарактеризувати розподіл  $^{137}\text{Cs}$  за компонентами соснового біогеоценозу у свіжих борах Українського Полісся. Для досягнення поставленої мети необхідно було розв'язати такі *завдання*: проаналізувати вміст  $^{137}\text{Cs}$  в основних компонентах лісового біогеоценозу та визначити значення різних ярусів лісової рослинності в утворенні фітомаси та утриманні сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  в цій екосистемі.

### Матеріали і методи досліджень

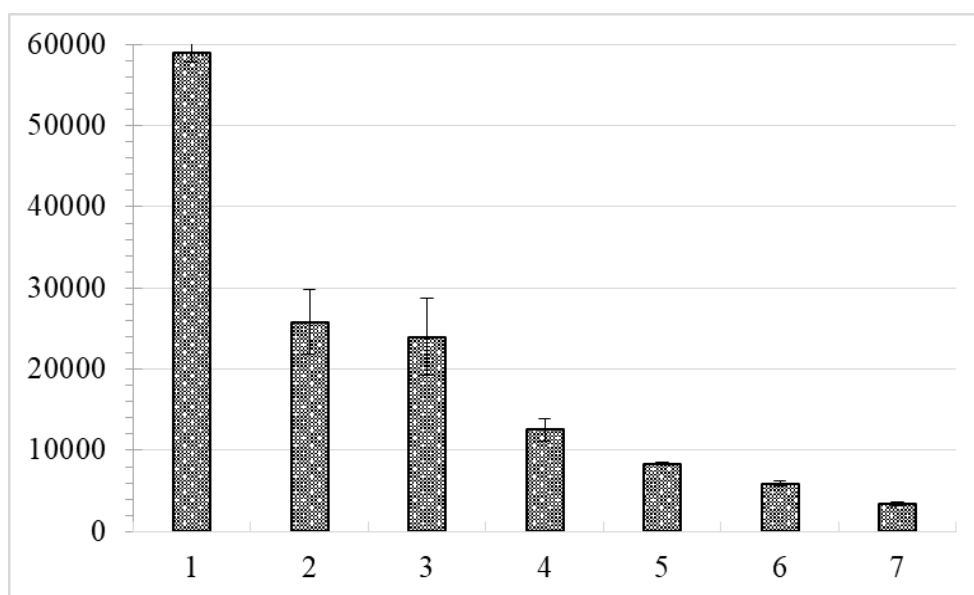
Вивчення розподілу радіонуклідів у компонентах лісового біогеоценозу здійснювалось на постійній пробній площі (ППП) розміром  $100 \times 100$  м, закладеній за стандартною методикою в сосновому насадженні свіжого бору в Народицькому лісництві ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство». Щільність радіоактивного забруднення ґрунту на постійній пробній площі становила  $267 \pm 9,6$  кБк/м<sup>2</sup>. У межах ППП відбиралися і звалювалися 3 модельні дерева сосни звичайної, які характеризували основні ступені товщини деревостану. Кожне дерево розкряховували на відрізки довжиною 2 м, з яких відбирали зразки деревини, зовнішніх та внутрішніх шарів кори (роздільно). З трьох частин крони кожного дерева (верхньої, середньої та нижньої) відбирали зразки гілок та шпильок. Навколо дерев, перед валкою, відбирали по 5 збірних зразків ґрунту в межах проекції крони дерева для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту. На ППП здійснювався перелік підросту та відбір зразків надземної його фітомаси (за видами), а також проводився відбір мохів та лишайників (за видами), а також представників трав'яно-чагарничкового покриву на 5 облікових ділянках розміром 1 м<sup>2</sup>. Після закладки ґрунтового профілю спеціальним пробовідбірником (25 x 20 x 2 см) відбирали зразки лісової підстилки за ступенем мінералізації – сучасний опад, напіврозкладений та розкладений шар і мінеральні 2 см шари ґрунту до глибини 30 см.

Усі відібрані зразки проходили відповідні етапи підготовки до вимірювання величин питомої активності радіонукліду (висушування до повітряно-сухого стану, подрібнення та гомогенізацію). Вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у відібраних зразках здійснювали на сцинтиляційному гамма-спектрометричному приладі (GDM–20) з багатоканальним аналізатором імпульсів (AI). Відносна похибка вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у зразках не перевищувала 8 %. Статистична обробка отриманих результатів проводилася за загальноприйнятими статистичними методами в пакеті прикладних програм Microsoft Excel та Statistica 10.0.

*Характеристика постійної пробної площі.* На ППП зростає чисте соснове насадження віком 60 років з зімкнутістю крон 0,60. Підріст представлений поодинокими екземплярами сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*) та дуба звичайного (*Quercus robur L.*). Трав'яно-чагарничковий покрив був зрідженим, проєктивне покриття 15–20 %. Головними видами були брусниця (*Vaccinium vitis-idaea L.*) (3–4 %), верес звичайний (*Calluna vulgaris (L.) Hull*) (2–3 %), чорниця (*Vaccinium myrtillus L.*) (1–3 %), плаун булавовидний (*Lycopodium clavatum L.*), ожика волосиста (*Luzula pilosa (L.) Willd.*), ортилія однобока (*Orthilia secunda (L.) House*) та щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs*). Проєктивне покриття останніх чотирьох видів не перевищували 1 %. Моховий покрив густий, з проєктивним покриттям 75–80 %. Домінуючими видами були дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum Sw.*) (55–60 %) та плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi*) (35–40 %), значно меншу частку становив леукобрій сизий (*Leucobrium glaucum*) (1–5 %). Лишайниковий покрив представлений двома під'ярусами: епіфітним (гіпогімнія здута (*Hypogymnia physodes (L.) Nyl.*)) та епігейним, який мав проєктивне покриття 5–10 % (кладонія м'яка (*Cladina mitis Sandst.*), кладонія оленяча (*Cladina rangiferina (L.) Nyl.*), кладонія струнка (*Cladina gracilis (L.) Willd.*), кладонія оленевидна (*Cladina rangiformis*) та псевдевернія мохната (*Pseudevernia furfuracea*). Проєктивне покриття лишайникового покриву не перевищує 1 %. Ґрунт – дерново-слабопідзолистий піщаний. Потужність лісової підстилки складала 7–10 см. Гумусово-елювіальний горизонт мав потужність 7–10 см, був темно-сірим, піщаним, свіжим і поступово переходив у елювіально-ілювіальний горизонт. Материнська порода починалася з глибини 80 см. Асоціація: сосняк зеленомошник в умовах свіжого бору ( $A_2$ ).

#### Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах соснового деревостану свідчить, що деревина характеризується найнижчими величинами досліджуваного показника та становить 3380 Бк/кг, що в 17,4 раза менше, ніж у пагонах, для яких вміст  $^{137}\text{Cs}$  у 2,5 раза вищий порівняно зі шпильками (рис. 1).



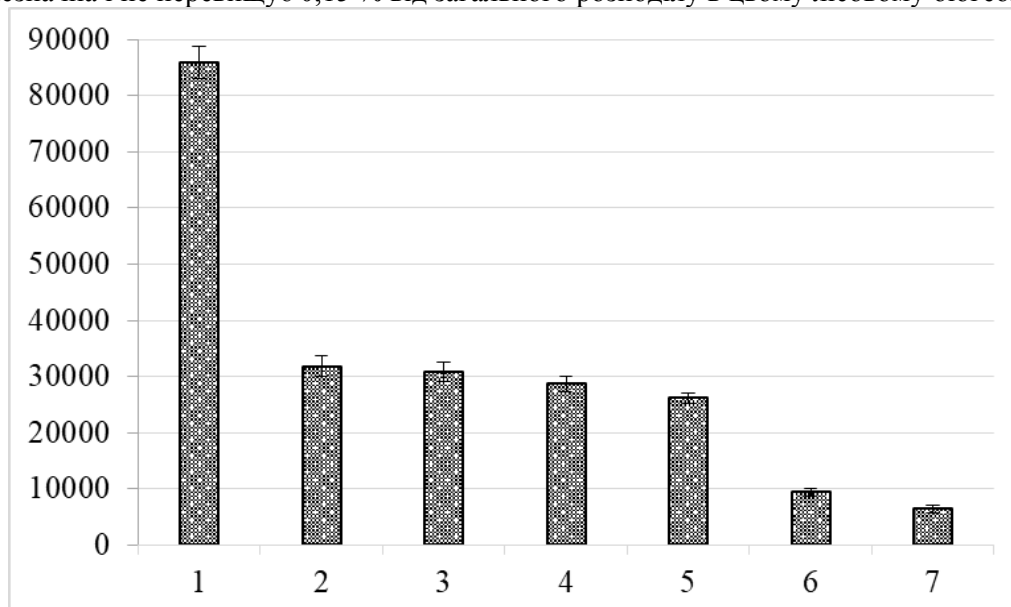
**Рис. 1.** Середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах деревостану свіжого бору  
Умовні позначення: 1 – пагони 1-річні; 2 – внутрішня частина кори; 3 – шпильки; 4 – зовнішня частина кори; 5 – гілки тонкі (до 5 см); 6 – гілки товсті (понад 5 см); 7 – деревина.

При порівнянні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у зовнішній та внутрішній частинах кори встановлено, що остання характеризується удвічі вищими значеннями цього показника. Товсті соснові гілки містять у 1,4 раза менше радіонуклідів порівняно з тонкими. На основі отриманих даних компоненти соснового деревостану можна розмістити в такий ряд за зменшенням величини питомої активності радіонукліду: пагони > кора внутрішня > шпильки > кора зовнішня > гілки тонкі > гілки товсті > деревина. Розподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах соснового деревостану має дещо інші закономірності порівняно з розподілом питомої активності радіонукліду. Так, максимальна частка су-

марної активності радіонукліду припадає на деревину та становить 7,14 %, а частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  в пагонах у 14,9 раза менша. Інші компоненти соснового деревостану можна представити у вигляді такого ряду за зменшенням частки сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$ : деревина > кора зовнішня > гілки товсті > шпильки > гілки тонкі > пагони > кора внутрішня.

При вивченні зміни величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у підрості було встановлено, що для підросту сосни звичайної характерні вищі значення досліджуваного показника порівняно з дубом звичайним: у шпильках сосни звичайної він в 6,1 раза вищий, ніж у листі дуба звичайного, а у стовбурцях в 3,6 раза. Частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у підрості соснового деревостану не перевищує 0,01 %.

Для трав'яно-чагарничкового покриву свіжого бору відмічено коливання концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у надземній фітомасі. Так, мінімальний вміст  $^{137}\text{Cs}$  відмічено в ожики волостистої – 6433 Бк/кг, що в 13,4 раза менше, ніж у щитника шартрського, який характеризується найвищими значеннями досліджуваного показника (рис. 2). Питома активність радіонукліду у фітомасі чорниці становить 31770 Бк/кг та несуттєво вища порівняно з брусницею (у 1,1 рази). Представників трав'яно-чагарничкового покриву можна розмістити в такий ряд за збільшенням величини питомої активності радіонукліду: ожика волосиста < ортилія однобока < плаун булавовидний < брусниця < верес звичайний < чорниця < щитник шартрський. Частка сумарної активності радіонуклідів у компонентах трав'яно-чагарничкового покриву незначна і не перевищує 0,15 % від загального розподілу в цьому лісовому біогеоценозі.



**Рис. 2. Середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах трав'яно-чагарничкового покриву свіжого бору**

Умовні позначення: 1 – щитник шартрський; 2 – чорниця; 3 – верес звичайний; 4 – брусниця; 5 – плаун булавовидний; 6 – ортилія однобока; 7 – ожика волосиста.

При аналізі величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у лишайниковому покриві свіжого бору відмічено, що видам епіфітних лишайників (псевдвернія мохната та гіпогімнія здута) характерні нижчі значення цього показника порівняно з епігейними (у 1,5–1,8 разів). Найвищий вміст  $^{137}\text{Cs}$  відмічено у кладонії оленячої та становить 23325 Бк/кг. При порівняльному аналізі величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у видах родини кладонієвих суттєвої різниці середніх значень не виявлено, а види можна розмістити в такий рангований ряд за зменшенням вмісту радіонукліду у фітомасі: кладонія оленяча > кладонія струнка > кладонія м'яка > кладонія оленевидна. Встановлено також, що, незважаючи на досить високі рівні радіоактивного забруднення лишайників, частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у цьому сосновому біогеоценозі не перевищує 0,13 %.

Моховий покрив представлений трьома видами, з яких найменша питома активність  $^{137}\text{Cs}$  була характерною для леукомбрію сизого (18818 Бк/кг), що в 1,2 та 1,5 раза менше, ніж величини питомої активності радіонукліду у фітомасі плевроція Шребера та дикрана багатоніжкового відповідно, а останній накопичує в 1,3 раза більше, ніж плевроцій. Варто відмітити, що частка сумарної активності радіонук-

ліду, яка утримується моховим покривом соснового біогеоценозу, досить значна і становить 11,04 %.

Розподіл величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у шарах лісової підстилки свіжого бору характеризувався такими особливостями (табл. 1): для розкладеного шару відмічено найвищі значення цього показника, які в 1,9 та 13,1 раза вищі, ніж для напіврозкладеного шару та сучасного опаду. У сучасному опаді питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у 6,9 раза менша, ніж у напіврозкладеному шарі лісової підстилки. При аналізі мінеральних шарів ґрунту було відмічене суттєве зменшення величин питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  з глибиною. Так, у 0–2 см шарі вміст  $^{137}\text{Cs}$  становив 7399 Бк/кг, що у 53,6 раза більший, ніж у шарі на глибині 8–10 см, а при порівнянні досліджуваного показника із шарами 18–20 см та 28–30 см перевищення становила – 92,5 та 185 раза.

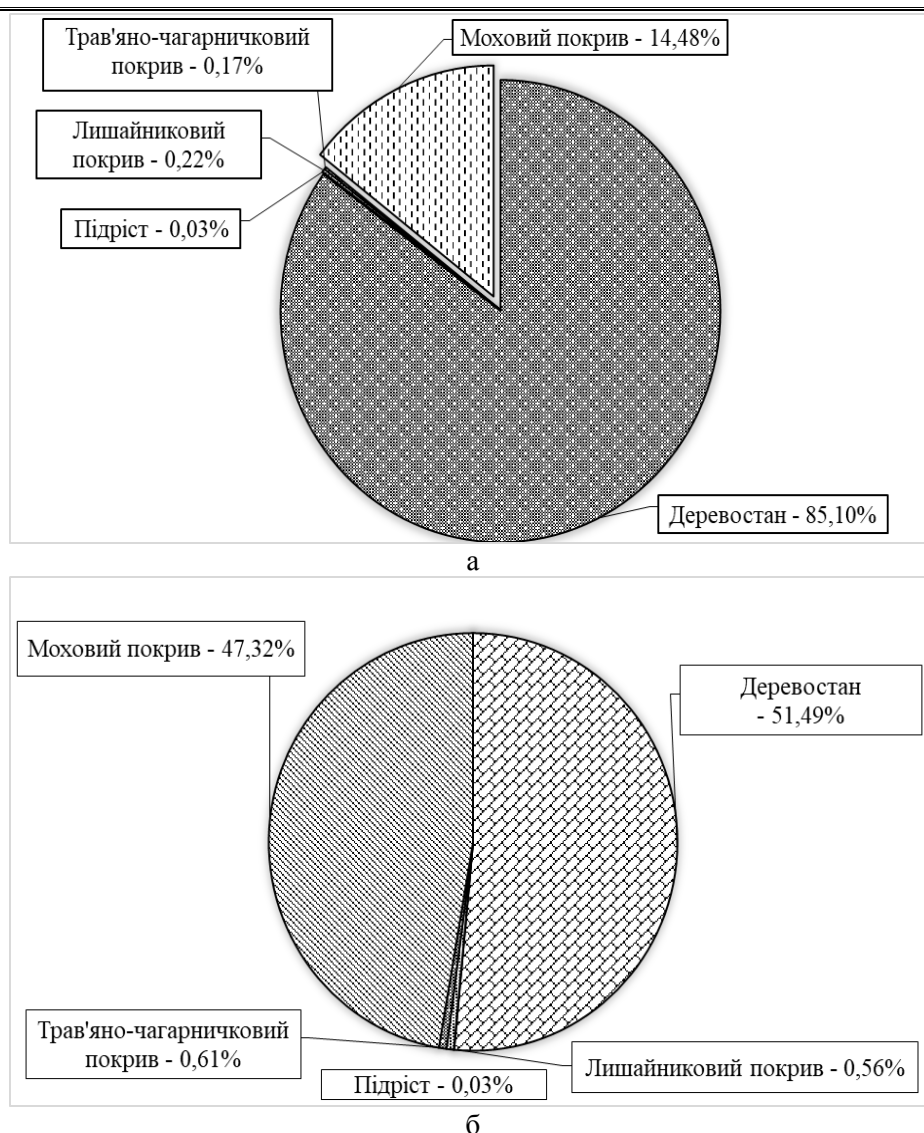
**1. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у лісовій підстилці та шарах мінеральної частини ґрунту свіжих борів**

Шари ґрунту, см	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг
Сучасний опад	3035
Напіврозкладений шар	20886
Розкладений шар	39887
0–2 см	7399
2–4 см	952
4–6 см	333
6–8 см	179
8–10 см	138
10–12 см	109
12–14 см	86
14–16 см	76
16–18 см	91
18–20 см	80
20–22 см	75
22–24 см	73
24–26 см	46
26–28 см	42
28–30 см	40

Ґрунтовий покрив утримує основну частку сумарної активності радіонукліда в сосновому біогеоценозі (76,66 %), з них на лісову підстилку припадає – 14,24 %, а на мінеральні шари ґрунту – 62,42 %. На інші компоненти біогеоценозу припадає 23,34 %, де сосновий деревостан та моховий покрив відповідно становлять 12,02 та 11,04 %, а на підріст, лишайниковий та трав'яно-чагарничковий покрив припадає лише – 0,28 %.

Важливий інтерес має порівняльний аналіз розподілу частки фітомаси фітоценозу, які мають досліджувані компоненти та частки активності  $^{137}\text{Cs}$  в останніх. Результати досліджень (рис. 3) свідчать, що в сосновому біоценозі свіжого бору фітомаса розподіляється нерівномірно. Основну частку фітомаси фітоценозу створює едифікторний, деревний ярус – 85,10 %. Значно менша частка припадає на моховий покрив – 14,48 %, а роль інших ярусів рослинності в досліджуваному екотопі була незначною та загалом становила 0,42 %. Розподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  за компонентами значно відрізняється порівняно з розподілом фітомаси на одиницю площі.

У цій екосистемі основними компонентами, що утримують максимальну активність  $^{137}\text{Cs}$ , є деревний ярус (51,49 %) та моховий покрив (47,32 %). Крім того, необхідно звернути увагу на моховий покрив, який, незважаючи на незначну частку фітомаси, відіграє значну роль в акумуляції радіонуклідів. Так, фітомаса деревного ярусу перевищує фітомасу мохового ярусу в 5,9 раза, а частка утримання радіонукліда майже однакова. Частка решти ярусів рослинності в утриманні валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  фітоценозу була незначна й сумарно становила 1,19 %. Ці компоненти можна розмістити в наступний рангований ряд у порядку зменшення утримуючої здатності радіонуклідів: трав'яно-чагарничковий покрив > лишайниковий покрив > підріст.



**Рис. 3. Розподіл біомаси (а) та валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  (б) за компонентами фітоценозу в умовах свіжого бору**

Результати дослідження свідчать, що вивчення розподілу  $^{137}\text{Cs}$  за компонентами соснового біогеоценозу у свіжих борах Українського Полісся залишаються необхідними та актуальними. У цій статті проаналізовано перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  в основних компонентах лісового біогеоценозу та визначено роль різних ярусів лісової рослинності в утриманні сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  в цій екосистемі.

У роботах науковців [2, 3, 15, 16, 38] приділено значну увагу особливостям розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у лісових екосистемах різних типів лісорослинних умов. Науковці встановили, що основну частку сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  утримує лісовий ґрунт разом з лісовою підстилкою (від 70 до 98 %). Роль лісової рослинності в утриманні радіонуклідів значно менша та має специфічні риси в різних типах лісорослинних умов. Так, у вологих борах частка сумарної активності радіонукліда у рослинності становить 13,73 %, а у вологих сугрудах у 12,2 раза менше [16]. Крім того, дослідники відмітили, що нижні яруси лісової рослинності мають меншу частку сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у фітоценозі, ніж деревний ярус [3, 15].

У цій даній статті зазначені загальні закономірності щодо розподілу валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами лісового біогеоценозу. Мінімальна частка сумарної активності радіонукліду цього біогеоценозу утримується в підрісті (0,007 %), а максимальна – 62,42 %, – в мінеральних шарах ґрунту. Аналіз отриманих матеріалів свідчить, що основна частка сумарної активності радіонукліду у фітоценозі сконцентрована в деревному ярусі. Варто зазначити, що моховий покрив відіграє важливу



роль в утриманні радіонуклідів екосистемою. Перевагою цього дослідження є отримання актуальної інформації щодо вмісту та розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у різних компонентах лісового біогеоценозу, зважаючи на сучасну радіаційну обстановку в лісових масивах.

### Висновки

На основі проведених досліджень було встановлено, що основним депо радіоактивних елементів у компонентах лісового біогеоценозу в умовах свіжих борів є лісовий ґрунт, у якому сконцентровано 76,66 %. Відповідно лише 23,34 % сумарної активності радіонуклідів міститься у фітоценозі, основну частку становить деревостан (12,02 %) та моховий покрив (11,04 %), а на підріст, лишайниковий та трав'яно-чагарничковий покрив припадає лише – 0,28 %. Найбільша частка фітомаси фітоценозу припадає на деревний ярус – 85,10 % та моховий покрив – 14,48 %, а роль інших ярусів рослинності є незначною (0,42 %). Під час вивчення валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  за компонентами фітоценозу виявлено, що основну роль в утриманні радіонуклідів відіграють деревний та моховий ярус, які утримують  $^{137}\text{Cs}$  – 51,49 та 47,32 % відповідно. Можна констатувати, що в сосновому біогеоценозі ключовими компонентами в утриманні та перерозподілі радіонуклідів у процесі його біогеохімічного кругообігу є лісовий ґрунт, деревний ярус та моховий покрив.

*Перспективи подальших досліджень* – отримані результати досліджень дають підставу переглянути можливості використання деревної та недеревної продукції лісового господарства. Проте напрями використання цієї продукції будуть обумовлюватися результатами обстеження лісів на радіоактивне забруднення та за умови обов'язкового радіаційного контролю.

### References

1. Belska, O., & Matkowska, S. (2017). The influence of lichens to  $^{137}\text{Cs}$  migration in pine forest conditions of Polissya Nature Reserve. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27 (1), 112–115. doi: 10.15421/40270125 [In Ukrainian].
2. Boyko, O. L. (2012). Rozpodil sumarnoyi aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  u lisovih fitocenozah. *Lisivnictvo i Agrolisomelioraciya*, 120, 87–94 [In Ukrainian].
3. Boyko, O. L., & Orlov O. O. (2012). Zakonomirnosti rozpodilu valovogo zapasu  $^{137}\text{Cs}$  u lisovih biogeocenozah Ukrayinskogo Polissya. *Naukovij Visnik NLTU Ukrayini*, 22 (13), 29–37 Retrieved from: [https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2012/22\\_13/29\\_Boj.pdf](https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2012/22_13/29_Boj.pdf) [In Ukrainian].
4. Bulavik, I. M. (1998). Obosnovanie lesopolzovaniya v usloviyah radioaktivnogo zagryazneniya Belorusskogo Polesya. *Extended abstract of doctor's thesis*. Nacional'naja akademija nauk Belarusi Institut lesa, Gomel' [In Russian].
5. Bulavik, I. M., Perevolockij, A. N., & Gajdul, A. Z. (1997). Osobennosti nakopleniya  $^{137}\text{Cs}$  osnovnymi nasazhdeniyami. *Lesnaya nauka na e XXI veka sbornik nauchnyh trudov Instituta lesa NANB*, 46, 408–412 [In Russian].
6. Virchenko, V. M., & Bolyuh, V. A. (1993). Nakoplenie radionuklidov mhami v fitocenozah Ukrainskogo Polesya. *Tezisy dokladov radiobiologov. IX Sezda. Pushino* [In Russian].
7. Davidov, M. M., Protas, T. I., & Savushik, M. P. (2014). Nakopichennya radionuklidiv v osnovnih komponentah lisovih ekosistem Kiyivskih Polissya ta Lisostepu. *Yaderna Energetika ta Dovkillya*, 2 (4), 25–31. Retrieved from: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/jaed\\_2014\\_2\\_7](http://nbuv.gov.ua/UJRN/jaed_2014_2_7) [In Ukrainian].
8. Ermakova, O. O. (2000). Radiojekonomicheskij monitoring akumuljatsii  $^{137}\text{Cs}$  v rastenijah zhivogo nadpochvennogo pokrova lesnyh cenozov. *Radioaktivnost pri yadernyh vzryvah i avariyah 2000 god: mezhdunarodnaya konferenciya 24–26 aprelya 2000 g. Moskva: Trudy. Tom 2*. Sanktpeterburg: Gidrometeoizdat [In Russian].
9. Irklienko, S. P., Krasnov, V. P., Orlov, A. A., & Zavorotnyuk, G. A. (1994). Nakoplenie ceziya-137 osnovnymi lesoobrazuyushimi porodami Polesya Ukrainy. *Chernobyl-94. «Itogi 8 let rabot po likvidatsii posledstvij avarii na ChAES» : tezy dokladov IV Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii. Zelenyj mys* [In Russian].
10. Kaletnik, M. M., Landin, V. P., Krasnov, V. P., Pasternak, P. S., & Podkur, P. P. (1991). Radiologichna obstanovka v lisah Ukrayinskogo Polissya. *Ojkumena*, 2, 61–66 [In Ukrainian].
11. Kozubov, G. M., Taskaev, A. I., Ignatenko, E. I., Artemov, V. A., Ostapenko, E. K., Ladanova, N. V., Kuzivanova, S. V., Kozlov, V. A., & Larin, V. B. (1990). *Radiacionnoe vozdejstvie na hvoynye lesa v rajone avarii na Chernobylskoj AES*. Syktyvkar [In Russian].

12. Kondratyuk, S. Ya., Navrocka, I. L., & Brun, G. O. (1994). Vmist radionuklidiv u lishajnikah Ukrayini. *Ukrayinskij Botanichnij Zhurnal*, 4, 46–51 [In Ukrainian].
13. Krasnov, V. P. (1998). *Radioekolohiia lisiv Polissia Ukrainy*. Zhytomyr: Volyn [In Ukrainian].
14. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Davidova, I. V., Shelest, Z. M., & Bojko, O. L. (2015). Vertikalnij rozpodil sumarnoyi aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  u gruntah lisiv Polissya Ukrayini. *Naukovij Visnik NLTU*, 25 (5), 123–129 [In Ukrainian].
15. Krasnov, V. P., Orlov, O. O., & Kurbet, T. V. (2011). Suchasnij rozpodil radionuklidiv u lisovih ekosistemah Polissya Ukrayini. *Lisovij Zhurnal*, 1, 4–8 [In Ukrainian].
16. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Korbut, M. B., & Bojko, O. L. (2016). Rozpodil  $^{137}\text{Cs}$  u lisovih ekosistemah Polissya Ukrayini. *Agroecological Journal*, 1, 82–87 [In Ukrainian].
17. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Korbut, M. B., & Bojko, O. L. (2015). Rozpodil sumarnoyi aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  u komponentah biocenu mezooligotrofnih bolit Polissya Ukrayini. *Naukovij Visnik NLTU Ukrayini*, 25 (6), 124–13. doi: nv.nltu.edu.ua/index.php/journal/article/view/924. [In Ukrainian].
18. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Shelest, Z. M., & Bojko, O. L. (2015). Rozpodil  $^{137}\text{Cs}$  u dernovo-pidzolistih gruntah lisiv Polissya Ukrayini. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 16 (3), 247–253. doi: doi: 10.15407/jnpae2015.03.247 [In Ukrainian].
19. Krasnov, V. P., Orlov, A. A., & Irkliencko, S. P. (1993). Nakoplenie ceziya-137 osnovnymi lesoobrazuyushimi porodami Polesya Ukrainy. *Lesnoe Hozyajstvo*, 6, 36–37 [In Russian].
20. Kuchma, M. D., Bidna, S. M., & Kromm, N. S. (2001). Dinamika zabrudnennya komponentiv derevnoyi fitomasi v lisah Zoni vidchuzhennya. *Byuletyn Ekologichnogo Stanu Zoni Vidchuzhennya ta Zoni Bezumovnogo (Obov'yazkovogo) Vidselelnya*, 18, 17–24 [In Ukrainian].
21. Mamihin, S. V., Tihomirov, F. A., & Sheglov, A. I. (1991). Cezij-137 v drevesine derevev, proizrastayushih na territorii zagryaznennoj v rezultate avarii na ChAES. *Problemy ekologicheskogo monitoringa: Materialy Rossijskoj radiobiologicheskoy nauchno-prakticheskoy konf. 26–28 fevralya*. Bryansk [In Russian].
22. Martinovich, B. S., Yakushev, B. I., & Vlasov, V. K. (1997). Rezultaty 10-letnih issledovanij akumuljatsii radionuklidov drevesnymi rasteniyami v zone Chernobylskih emissij. *One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident. Poster presentations*. Vienna, 1, 151–153 [In Russian].
23. Melnyk, V. V., & Kurbet, T. V. (2018). Osoblivosti nakopichennya ceziyu-137 u mohovomu pokrivi lisiv Ukrayinskogo Polissya. *Naukovi Gorizonti*, 2 (65), 51–57. doi: 10.33249/2663-2144-2018-65-2-51-57 [In Ukrainian].
24. Nadtochij, P. P., Malinovskij, A. S., & Mozhar, A. O. (2003). *Dosvid podolannya naslidkiv Chornobilskoyi katastrofi*. Kyiv: «Svit» [In Ukrainian].
25. Orlov, O. O. (2005). Lisovih ekosistem: analitichnij oglyad. *Problemi ekologiyi lisu i lisokoristuvannya na Polissi Ukrainy*, 5 (11), 18–32 [In Ukrainian].
26. Orlov, O. O., & Irklienko, S. P. (1999). Osnovni zakonomirnosti migratsiyi  $^{137}\text{Cs}$  ta rozpodilu jogo valovogo zapasu v ekosistemah lisovih sfagnovih bolit Polissya Ukrayini. *Naukovij Visnik Nacionalnogo Agrarnogo Universitetu*, 20, 60–69 [In Ukrainian].
27. Orlov, O. O., Irklisnko, S. P., Turko, V. M., Dmitrenko, O. G., & Ivanyuk, I. D. (2000). Porivnyalna ocinka intensivnosti akumuljatsiyi  $^{137}\text{Cs}$  ta  $^{90}\text{Sr}$  rizmimi derevnimi porodami v Polissi Ukrayini. *Visnyk Derzhavnoi Ahroekolohichnoi Akademii Ukrainy*, 2, 157–167 [In Ukrainian].
28. Perevolockij, A. N. (2006). *Raspredilenie  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  v lesnyh biogeocenezah*. Gomel' RNIUP «Institut radiojelogii» [In Russian].
29. Krasnov, V. P., Orlov, A. A., Buzun, V. A., Landin, V. P., & Shelest, Z. M. (2007). *Prikladnaja radiojelogija lesa: monografija*. Zhitomir: Polissya [In Russian].
30. Ushakov, B. A., & Panfilov, A. V. (1991). Postuplenie ceziya-137 v drevesnyu rastitelnost lesov Bryanskoj oblasti. *Problemy ekologicheskogo monitoringa : materialy Rossijskoj radiobiologicheskoy nauchno-prakticheskoy konf., 26–28 fevralya. 1991 g. Bryansk*. Bryansk [In Russian].
31. Cvetnova, O. B., & Sheglov, A. I. (2009). Rol rastitelnogo pokrova v regulirovanii potokov tehnogennyh radionuklidov na razlichnyh etapah posle radioaktivnyh vypadenij. *Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2, 158–165 [In Russian].

32. Chobotko, H. M., Raichuk, L. A., Piskovyi, Yu. M., & Yaskovets, I. I. (2011). Formuvannia dozy vnutrishnoho oprominennia naselennia Ukrainського Polissia vnaslidok spozhyvannia kharchovykh produktiv lisovoho pokhodzhennia. *Ahroekolohichni Zhurnal*, 1, 37–42 [In Ukrainian].
33. Bar'yahtara, V. G. (Ed.). (1995). *Osnovni zakonomirnosti zabrudnennya teritoriyi Ukrayini radionuklidami chornobylskogo vikidu. Chornobilska katastrofa*. Kiyiv: Naukova dumka [In Ukrainian].
34. Sheglov, A. I., Tihomirov, F. A., Cvetnova, O. B., Klyashtorin, A. L., & Mamihin, S. V. (1996). Biogeohimiya radionuklidov chernobylskogo vybrosa v lesnyh ekosistemah evropejskoj chasti SNG. *Radiacionnaya Biologiya. Radioekologiya*, 36 (4), 469–478 [In Russian].
35. Sheglov, A. I., & Cvetnova, O. B. (2002). Ekologicheskaya rol lesnyh podstilok pri radioaktivnom zagryaznenii. *Aktualnye Problemy Lesnogo Kompleksa*, 5, 151–153 [In Russian].
36. Sheglov, A. I., Cvetnova, O. B., & Kasackij, A. A. (2014). Dinamika zagryazneniya Cs-137 razlichnykh komponentov lesnyh ekosistem Bryanskogo Polesya. *Vestnik Moskovskogo Universiteta. Seriya: Pochvovedenie*, 3, 17–22 [In Russian].
37. Shheglova, A. I., & Cvetnova, O. B. (2001). Rol lesnyh ekosistem pri radioaktivnom zagryaznenii. *Priroda*, 4, 22–32 [In Russian].
38. Krasnov, V. P., Kurbet, T. V., Shelest, Z. M., & Boiko, O. L. (2016). <sup>137</sup>Cs redistribution in time in wet bory and sugrudy soils in forests of Ukrainian Polissia. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 17 (1), 63–68. doi: 10.15407/jnpae2016.01.063.
39. Klyashtorin, A. L., Shcheglov, A. I., Tsvetnova, O. B. (1999). Vertical migration of <sup>137</sup>Cs in pine forest biogeocenoses. *Eurasian Soil Science*, 32 (12), 1347–1351.
40. Nifontova, M. G. (2006). Long-Term Dynamics of Technogenic Radionuclide Concentrations in Moss–Lichen cover. *Russian Journal of Ecology*, 37 (4), 247–250. doi: 10.1134/S1067413606040059.

Стаття надійшла до редакції 13.05.2020 р.

### Бібліографічний опис для цитування:

Мельник В. В. Особливості розподілу <sup>137</sup>Cs у компонентах лісового біогеоценозу свіжих борів Українського Полісся. *Вісник ПДАА*. 2020. № 2. С. 88–98.

© Мельник Вікторія Вікторівна, 2020