

<https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.34.058>  
УДК 550.47:550.424

**Орлов О.О.**

**Орлов О.О.** старший наук. співробітник, к.б.н., с.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

## ЗАКОНОМІРНОСТІ МІГРАЦІЇ $^{137}\text{Cs}$ НА ГЕОХІМІЧНИХ БАР'ЄРАХ КРАЙОВОЇ ЗОНИ МЕЗОТРОФНОГО БОЛОТА В УКРАЇНСЬКОМУ ПОЛІССІ

Продемонстровано, що у вузькій (завишки 6-8 м) крайовій зоні мезотрофного болота, типового для північної частини Українського Полісся, між трансаккумулятивним ландшафтом та супераквальним ландшафтом формується трансупераквальний ландшафт. У трансупераквальному ландшафті сформувався комплексний біогеохімічний бар'єр, де на невеликій відстані просторово поєднані бар'єри різних типів – фізико-хімічні (сорбційний, глейовий та ін.) та фітоценотичні (усі яруси рослинності), латеральні та радіальні. Виявлено, що внаслідок латерального перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  між геохімічно спряженими ландшафтами катени на дослідженому комплексному біогеохімічному бар'єрі відбулося концентрування радіонукліду. У ґрунті виявлено три біогеохімічні бар'єри – шари очосу ( $H_0dt$ ), торфу ( $T_1-T_5$ ) та ілювіального гумусово-залізного оглеєного горизонту ( $Ihgl$ ), які уповільнюють міграцію  $^{137}\text{Cs}$  як у латеральному, так і радіальному напрямках. Узагальнення даних радіального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті геохімічного бар'єру демонструє, що аналоги лісової підстилки ( $H_0$  нерозкладена та очіс) у сумі містили 8,16% сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  від ґрунту в цілому; торф (0-25 см) – 17,14%; а мінеральні горизонти ( $Ihgl$  та  $Pigl$ ) – у сумі 74,7%. Наведений розподіл свідчить про високу швидкість радіальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  у дослідженому ґрунті, адже головна частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  вже мігрувала за межі торфового шару у мінеральні горизонти. Розрахунки показали, що головну частку валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозі на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонукліду. Значення коефіцієнту геохімічного переходу (КГП) дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераквальних ландшафтів. Виявлено, що у всіх ярусах рослинності спостерігалися значні міжвидові відмінності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту. Підкреслено, що міграційна здатність  $^{137}\text{Cs}$  у ланках «ґрунт – рослина» та «ґрунт – гриби» у трансупераквальному ландшафті, оцінена за середніми значеннями коефіцієнта переходу (КП)  $^{137}\text{Cs}$ , у 2-20 разів перевищувала аналогічні показники елювіальних та транселювіальних ландшафтів. Це зумовлює значні перевищення граничних допустимих рівнів питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у лікарській сировині, ягодах та їстівних грибах при щільності забруднення ґрунту, яка офіційно не розглядається як радіаційно значима (приблизно вдвічі менша за  $37 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$ )

**Ключові слова:** біогеохімічний бар'єр, трансупераквальний ландшафт, біогеоценоз,  $^{137}\text{Cs}$ , ґрунт, яруси рослинності, інтенсивність акумуляції  $^{137}\text{Cs}$ .

**Вступ.** Із часів глобальних випадань радіонуклідів внаслідок випробування ядерної зброї показано важливість врахування ландшафтно-геохімічних умов території на міграцію техногенних радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів [8, 16]. Водночас наголошувалося, що малопомітна динаміка перерозподілу техногенних радіонуклідів, у тому числі  $^{137}\text{Cs}$ , між елементарними ландшафтами у катенах у короткотермінових масштабах (1-5 років) вже добре виявляється у масштабах середньо- та довготермінових (10-30 і більше років). Крім того наголошено, що в останньому випадку внаслідок названого перерозподілу не лише змінюються головні радіаційні параметри ландшафтів, зокрема, щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, але й фізико-хімічні форми  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах, що, в свою чергу, закономірно зумовлює різну інтенсивність міграції

радіонукліду у ланці «ґрунт – рослина», що має прямий вихід на дозові навантаження у населення.

Проблеми міграції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтово-рослинному покриві спряжених ландшафтів стали особливо актуальними після аварії на Чорнобильській АЕС. О.І. Перельман та ін. [11] зазначали, що геоecологічна ситуація у біосфері залежить від ряду факторів: ізотопного складу радіоактивних випадань, динаміки співвідношення фізико-хімічних форм радіонуклідів у ґрунтах, ландшафтно-геохімічних умов території, зокрема концентрування радіоізотопів на геохімічних бар'єрах. Після випадання на земну поверхню радіонукліди включаються у біогеохімічні цикли, що призводить до перерозподілу радіонуклідів як між компонентами елементарних ландшафтів, так і між ними, у відповідності до просторової диференціації ландшафтів у катенах.

Характерною особливістю ландшафтів Українського Полісся є чергування елювіальних та транселювіальних ландшафтів піщаних дюн із супераквальними ландшафтами мезотрофних та оліготрофних боліт. Між ними у вузьких крайових зонах боліт формуються трансупераквальні ландшафти, які проявляють властивості геохімічних бар'єрів [14, 15].

Геохімічні бар'єри розглядаються нами у розумінні О.І. Перельмана [10] як ділянки земної кори, де на короткій відстані відбувається різке зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів і, як наслідок, їх концентрування. Зауважимо, що зміна інтенсивності міграції хімічних елементів, у т.ч.  $^{137}\text{Cs}$ , в елементарних ландшафтах та окремих їх компонентах, в першу чергу, ґрунтах, є наслідком різкої зміни в них умов міграції.

Дане дослідження є актуальним, адже аналіз сучасного розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у трансупераквальних ландшафтах крайових зон боліт Українського Полісся дозволяє виявити їх роль як бар'єрних геосистем у латеральному перерозподілі радіонуклідів між елементарними ландшафтами типової катени регіону досліджень, визначити радіальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті геохімічного бар'єру, оцінити інтенсивність акумуляції радіонуклідів у рослинному покриві, у т.ч. видах рослин та грибів, які входять до раціону місцевих жителів.

#### Аналітичний огляд

За результатами аналізу глобальних випадань радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів [8, 16] було наведено дані про те, що вміст  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах на верхівці кінцево-моренної гряди (елювіальний ландшафт) був у 1,8 раза меншим у порівнянні з її схилом (транселювіальний ландшафт) та у 1,6 раза меншим у порівнянні з підніжжям гряди (трансаккумулятивний ландшафт).

Російськими дослідниками [6] у 30-км зоні відчуження ЧАЕС у 1987-1988 рр. була вивчена міграція  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтово-рослинному покриві на трьох геохімічних профілях у геохімічно спряжених ландшафтах. Зроблено загальний висновок про те, що за такий короткий термін часу після аварії направленість геохімічних потоків  $^{137}\text{Cs}$  у спряжених ландшафтах ще чітко не проявилася. Проте було показано, що в окремих випадках все ж спостерігалася значна динамічність геохімічних процесів та їх направленість на винесення радіонуклідів з елювіальних ландшафтів у бік транселювіальних та трансупераквальних, зокрема на крутому березі р. Прип'ять та на прирусловій ділянці її заплави.

О.З. Коротковою [4] у Житомирському Поліссі вивчено вплив типу лісового ландшафту

(елювіального, транселювіального та ін.) на вертикальний перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах та зроблено висновок про те, що за 12 років після аварії відбувся суттєвий перерозподіл згаданого радіонукліду у ґрунтах між спряженими у рельєфі ландшафтами. Показано, що найбільша щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  спостерігалася біля підніжжя схилу дюни у трансаккумулятивному ландшафті, а найменша – на верхівці дюни в елювіальному ландшафті; проміжні значення згаданого показника були характерними для схилу дюни у транселювіальному ландшафті.

Комплексний ландшафтний та балансовий підхід до вивчення міграції радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів 30-км зони ЧАЕС використано у дослідженні українськими географами [5]. Зокрема, за балансом сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  ними були виділені три типи ландшафтів: з нейтральним балансом; негативним балансом, коли переважаючими є процеси самоочищення; позитивним балансом, коли переважають процеси акумуляції радіонуклідів.

Важливим є вивчення впливу геохімічних бар'єрів на латеральну міграцію  $^{137}\text{Cs}$  у системі геохімічно спряжених ландшафтів. Зокрема, результати досліджень за проектом ЕСП-3 [18] дозволили зробити висновок про те, що геохімічні бар'єри між суходолом та болотами функціонують завдяки специфічним ґрунтам та біоті, особливо мохоподібним. Л.І. Страх [13] були проаналізовані закономірності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  на геохімічних бар'єрах між спряженими дюнними та болотними ландшафтами Білоруського Полісся. Зроблено висновок про значне концентрування згаданого радіонукліду на геохімічному бар'єрі краю болота та про більшу у 1,5-2 рази швидкість вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті бар'єру, що обумовлено підвищеним вмістом мобільних форм радіонуклідів у його ґрунті. Також наголошено на функціонуванні у крайовій зоні болота біогеохімічного бар'єру, головним чином, завдяки моховому покриву. На функціонуванні мохового покриву як потужного біогеохімічного бар'єру на болотах Українського Полісся також наголосили О.О. Орлов та В.В. Долін [7].

#### Об'єкт досліджень

Дослідження проведено у липні 2020 р. на комплексному біогеоценотичному стаціонарі завдовжки 160 м, закладеному у 2003 р. у ДП «Білокорівське лісове господарство», Замисловицькому лісництві, кварталі 3, виділі 1 на типовій для Українського Полісся катені – ділянці геохімічно спряжених ландшафтів, які закономірно чергуються у рельєфі.

У складі катени представлені 5 елементарних ландшафтів за класифікацією М.А. Глазовської [2] та О.І. Перельмана [9]: висока піщана дюна з відносною висотою близько 10 м та крутизною схилів до 20° (верхівка – елювіальний ландшафт) переходить у схил північної експозиції (транселювіальний ландшафт), далі – у підніжжя дюни (трансакумулятивний ландшафт), потім через вузьку смугу крайової зони болота (транссупераквальний ландшафт) переходить у супераквальний ландшафт – спочатку у мезотрофне, а далі від берега у напрямку до центра болотного масиву – в оліготрофне болото.

Об'єктом досліджень був екотон між лісовими екосистемами та крайовою зоною мезотрофного болота, завширшки до 6 м, де сформувався транссупераквальний ландшафт із вираженими рисами комплексного геохімічного бар'єра. Його межі первинно встановлено у 2003 р. за зміною у латеральному напрямку величини щільності забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs у шарі 0-40 см (крок відбору зразків ґрунту по трансекті у катені – 2 м) та підтверджено у 2020 р. (табл. 1).

Дані таблиці 1 підтверджують, що на точках №№ 28-31 при переході від транселювіального та трансакумулятивного ландшафтів до супераквального ландшафту щільність забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs значно збільшувалася як у 2003 р., так і у 2020 р. Ця вузька смуга виділена нами у транссупераквальний ландшафт.

У згаданому ландшафті деревостан природного походження складався з сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) віком 60 років, середньою висотою 24 м,

середнім діаметром 22 см, повнотою 0,80, ІА бонітету, з запасом деревини – 350 м<sup>3</sup>/га. Слід зазначити, що наведена продуктивність деревостану була максимальною по катені.

Трав'яно-чагарничковий ярус був густим, нерівномірним, мав проективне покриття 65-70%. У ньому співдомінували такі види, як орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) (20-25%), чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) (20-25%) та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) (10-12%). Значною участю та постійністю у складі даного ярусу характеризувалися молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench) (3-5%), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) (3-5%), андромеда багатоліста (*Andromeda polifolia* L.) (1-3%). Моховий ярус був майже суцільним, мозаїчним, що віддзеркалювало перехідний характер досліджуваного фітоценозу. Співдомінували в цьому ярусі болотні мохи – сфагн оманливий (*Sphagnum fallax* (H.Klinggr.) H.Klinggr.) (25-30%) та сфагн волосистий (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) (10-15%). Однак у моховому ярусі також зустрічалися типові лісові мохи, зокрема, плеврозій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) (25-20%) та дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw. ex anon.) (8-10%). Лишайниковий ярус представлений епіфітним під'ярусом на стовбурах сосни, переважно гіпогімнією здутою (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.). До складу ярусу макроміцетів входили моховик жовто-бурий (*Suillus variegatus* (Fr.) Kuntze), хрящ-молочник гірчак (*Lactarius rufus* (Scop.) Fr.), свинушка тонка (*Paxillus involutus* (Batsch) Fr.) та ін.

**Таблиця 1.** Зміна величини щільності забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs спряжених ландшафтів у нижній частині катени (50-см шар ґрунту)

**Table 1.** Changes in density of <sup>137</sup>Cs contamination of soil of connected landscapes in the lower catena part (50-cm soil layer)

Тип ландшафту	№ точки	Відносна висота, м	Щільність забруднення ґрунту <sup>137</sup> Cs, кБк·м <sup>-2</sup> (2003 р.)	Щільність забруднення ґрунту <sup>137</sup> Cs, кБк·м <sup>-2</sup> (2020 р.)
Транселювіальний	23	2,4	28,84	18,87
	24	2	34,86	22,00
Трансакумулятивний	25	1,6	32,32	27,62
	26	1,2	32,54	28,78
	27	0,8	33,84	30,69
Транссупераквальний	28	0,4	49,28	32,00
	29	0	56,64	35,60
	30	-0,2	57,35	39,40
	31	-0,4	30,24	26,00
Супераквальний	32	-0,6	24,00	18,00
	33	-0,8	22,80	17,32
	34	-1,0	22,00	17,00

У досліджуваному біогеоценозі сформувався специфічний ґрунт, який мав риси як болотних, так і лісових ґрунтів. Сучасний опад (Н<sub>0</sub> нерозкладена)

складався переважно з хвої сосни, а також опад чагарничків і трав. Болотний аналог лісової підстилки – дернинно-торф'яний горизонт або очіс (Н<sub>0</sub>dt) мав

товщину до 5 см і складався з напіврозкладених решток мохів, опаду деревостану, чагарничків і трав. Нижче знаходилися горизонти мезотрофного торфу (T<sub>1</sub>-T<sub>5</sub>) загальною потужністю 25 см, які різко переходили в ілювіальний гумусово-залістийоглеєний горизонт (Hgl) потужністю 10 см, коричневий, важкосупіщаний, вологий, з іржавими затьоками та залістими ортштейнами, перехід поступовий. Глибше 35 см мінерального ґрунту знаходиться материнська порода ілювійована та оглеєна (Pig) – світло-коричнева, помітно світлішає в глибину, супіщана, волога. Таким чином, наведений ґрунт – торф'янисто-гумусово-ілювіально-залістий, глейовий на флювіо-гляціальних піщаних відкладах.

#### Методика досліджень

Закладання пробної площі, відбір зразків ґрунту та всіх ярусів рослинності, оцінку їх вагових показників проводили за загальноприйнятими методиками [12, 17].

Для радіоекологічної характеристики ґрунтів закладали ґрунтовий профіль, з якого з площі 500 см<sup>2</sup> відбирали зразки сучасного опаду, очосу, а також послідовно – 5-см шари торфових та мінеральних горизонтів ґрунту до глибини 50 см від денної поверхні.

На пробній площі спилювали три модельні дерева сосни, які характеризували основні ступені товщини деревостану. З крони дерев відбирали зразки товстих і тонких гілок пропорційно їх масі, пагони однорічні, шпильки загальні. З відрізків стовбура на висоті 130 см відбирали деревину без кори, кору зовнішню, кору внутрішню з лубом.

Відібрані зразки ґрунту та рослин висушували до повітряно-сухої маси протягом 72 годин за температури 80°C та гомогенізували. Вимірювання питомої активності <sup>137</sup>Cs проводили на багатоканальному спектроаналізаторі СЕГ-001 «АКП-С»-150 із сцинтиляційним детектором БДЕГ-20Р1. Відносна похибка вимірювання питомої активності <sup>137</sup>Cs не перевищувала 15%.

Показником інтенсивності акумуляції <sup>137</sup>Cs надземною фітомасою рослин з ґрунту слугував коефіцієнт переходу (КП) у ланці «ґрунт – рослина» або «ґрунт – гриби» – відношення питомої активності <sup>137</sup>Cs у фітомасі (Бк·кг<sup>-1</sup>) до щільності забруднення ґрунту радіонуклідом (кБк·м<sup>-2</sup>), тому він мав розмірність м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>. Для лишайників пораховано коефіцієнт накопичення (КН) у ланці «слань – зовнішня кора сосни» як відношення питомої активності <sup>137</sup>Cs у сланях лишайника (Бк·кг<sup>-1</sup>) до питомої активності <sup>137</sup>Cs у корі сосни зовнішній (Бк·кг<sup>-1</sup>), він визначався у відносних одиницях.

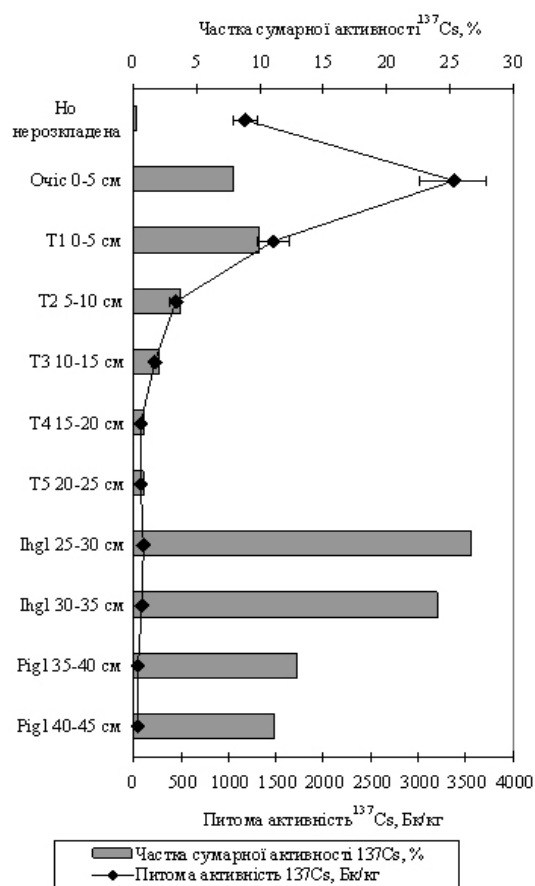
За В.В. Доліним [3], для біогеоценозу в цілому розраховано коефіцієнт геохімічного переходу (КГП)

як відношення сумарної активності <sup>137</sup>Cs у фітомасі на одиниці площі (Бк·га<sup>-1</sup>) до щільності забруднення <sup>137</sup>Cs ґрунту (Бк·га<sup>-1</sup>).

Статистичну обробку експериментальних даних проводили за допомогою стандартних пакетів програм «Statistica 7.0» та Excel загальноприйнятими методами варіаційної статистики.

#### Отримані результати та їх обговорення

Визначальну роль у зміні умов міграції <sup>137</sup>Cs у досліджуваному трансупераквальному ландшафті відіграє ґрунт. Радіальний розподіл питомої та сумарної активності <sup>137</sup>Cs у ґрунтовому профілі на пробній площі представлено на рисунку 1.



**Рис. 1.** Радіальний розподіл <sup>137</sup>Cs у ґрунті біогеохімічного бар'єру крайової зони болота у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 1.** Radial distribution of <sup>137</sup>Cs in the soil of biogeochemical barrier of marginal zone of the bog in transsuperaquatic landscape

Як видно з рисунку 1, у ґрунті відбувається швидке збільшення питомої активності <sup>137</sup>Cs від сучасного опаду (1180±125 Бк·кг<sup>-1</sup>) до очосу (3370±350 Бк·кг<sup>-1</sup>) із наступним досить інтенсивним зменшенням у торфі – від 1472±170 Бк·кг<sup>-1</sup> у шарі 0-5 см до 68±7 Бк·кг<sup>-1</sup> у шарі 20-25 см. Порівняно незначна питома активність радіонукліду у сучасному опаді пояснюється тим, що цей показник визначається

сучасним надходженням  $^{137}\text{Cs}$  до фітомаси та, відповідно, до рослинного опаду. Очіс, який складається переважно з напіврозкладених решток мохів зі значними включеннями опаду та відпаду інших компонентів фітоценозу, віддзеркалює інтенсивність акумуляції радіонукліду у минулий період (до 10-12 років), однак суттєве збільшення ступеню розкладу мортмаси в очіс зумовлює концентрування в ньому  $^{137}\text{Cs}$ . Цей шар виступає як перший внутрішньогрунтовий бар'єр на шляху радіальної міграції радіонукліду вглиб ґрунту. Торфові ж горизонти характеризуються значною сорбційною ємністю по відношенню до  $^{137}\text{Cs}$ , однак ця сорбція є обмінною, визначається ступенем обводнення торфових горизонтів і може суттєво змінюватися навіть протягом одного вегетаційного періоду. Шар торфу виступає як другий внутрішньогрунтовий бар'єр.

В ілювіальному гумусово-залізістому оглеєному горизонті (Ihgl) відбувається збільшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у 1,5 раза у порівнянні з останнім горизонтом торфу, що пояснюється вмиванням у цей шар частинок мінерального дрібнозему, розчинених гумусових речовин та колоїдних частинок.

На нашу думку, цей горизонт є третім внутрішньогрунтовим бар'єром у досліджуваному біогеоценозі.

Зміна у шарі Ihgl окислюваного середовища на відновлювальне глеєве дозволяє визначити цей шар як глеєвий бар'єр.

В ілювіюваній оглесній материнській породі у шарі Pigl 35-40 см питома активність  $^{137}\text{Cs}$  зменшується в 1,9 раза у порівнянні з шаром Ihg 30-35 см – з  $88 \pm 10 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  до  $47 \pm 5 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ .

Однак, на нашу думку, більш інформативну картину дозволяє отримати аналіз радіального розподілу не питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті, а сумарної активності згаданого радіонукліду, що пояснюється кардинальними відмінностями об'ємної маси окремих горизонтів дослідженого ґрунту. Дані рисунку 1 дозволяють стверджувати, що, в цілому, радіальний розподіл питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті є оберненим такому для сумарної активності радіонукліду. Виявлено, що максимальна частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті спостерігалася у шарі Ihg 25-30 см – 26,70% та шарі Ihgl 30-35 см – 23,96% – на третьому внутрішньогрунтовому бар'єрі. Поступове зменшення цього показника відбулося нижче – у шарах Pigl, до 12,90 та 11,14% відповідно.

Внаслідок незначної маси на одиниці площі та порівняно невисоких значень вмісту радіонукліду мінімальною часткою сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  у

ґрунті характеризувався сучасний опад – 0,19%, в очіс згаданий показник збільшився у 42 рази – до 7,97%. У шарі торфу 0-5 см відбулося подальше збільшення частки сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  від загального запасу у ґрунті – до 9,94%. Однак у більш глибоких горизонтах торфу спостерігалася експоненційне зменшення частки утримуваного радіонукліду з глибиною.

Узагальнення даних радіального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті геохімічного бар'єру демонструє, що аналогі лісової підстилки ( $\text{H}_0$  нерозкладена та очіс) у сумі містили 8,16% сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  від ґрунту в цілому; торф (0-25 см) – 17,14%; а мінеральні горизонти (Ihgl та Pigl) – у сумі 74,7%. Наведений розподіл свідчить, що головна частка сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  вже мігрувала за межі торфового шару у мінеральні горизонти ґрунту.

Таким чином, у ґрунті пробної площі у трансупераквальному ландшафті виділяється латеральний фізико-хімічний бар'єр, який зумовлює концентрування  $^{137}\text{Cs}$  у вузькій смужці завширшки 6-8 м. Він об'єднує бар'єри різних класів – сорбційний, який формується внаслідок значної сорбційної ємності торф'яних горизонтів до  $^{137}\text{Cs}$  [10]. Також торф'яний горизонт в цьому ландшафті виступає як біогеохімічний бар'єр, на якому концентруються хімічні елементи, в т.ч.  $^{137}\text{Cs}$ , які надходять до нього з рештками рослин. У торфі спостерігається просторове поєднання сорбційного та біогеохімічного бар'єрів, що загалом є типовим для Полісся [13, 14].

Отримання як вагових характеристик біогеоценозу на одиниці площі, так і радіоекологічних параметрів дозволило розрахувати розподіл валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  між його компонентами (табл. 2).

Дані таблиці 2 демонструють, що у межах кожного компоненту біогеоценозу (ярусі рослинності, ґрунті) середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  широко варіювали. Зокрема, у сосновому деревостані значення цього показника коливалися від  $1520 \pm 244 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у пагонах однорічних до  $167 \pm 15 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у стовбуровій деревині; у трав'яно-чагарничковому ярусі – від  $3023 \pm 280 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Melampyrum pratense* до  $557 \pm 60 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Andromeda polifolia*; у моховому ярусі – від  $2810 \pm 280 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Sphagnum fallax* до  $1064 \pm 100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Pleurozium schreberi*; у лишайниковому ярусі – від  $4292 \pm 450 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Hypogymnia physodes* до  $3657 \pm 370 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Pseudevernia furfuracea*; у ярусі макроміцетів – від  $20600 \pm 2100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Suillus variegatus* до  $10153 \pm 1200 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  у *Russula emetica*.

Становить значний інтерес розподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами біогеоценозу, який досліджується (рис. 2).

**Таблиця 2.** Розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозі біогеохімічного бар'єру крайової зони болота у трансупераквальному ландшафті

**Table 2.** Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  activity in biogeocenosis of biogeochemical barrier of marginal zone of the bog in transsuperaquatic landscape

Компонент біогеоценозу	Маса, кг·га <sup>-1</sup>	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк·кг <sup>-1</sup>	Активність $^{137}\text{Cs}$ , кБк·га <sup>-1</sup>	Частка активності $^{137}\text{Cs}$ від БГЦ, %
<b>ДЕРЕВНИЙ ЯРУС</b>	<b>84840</b>	<b>*289</b>	<b>24517,7</b>	<b>8,96</b>
Деревина	61300	167±15	10237,1	3,74
Кора зовнішня	10120	434±21	4392,1	1,61
Кора внутрішня	520	1330±349	691,6	0,25
Пагони 1-річні	540	1520±244	820,8	0,30
Гілки товсті	5450	395±42	2152,8	0,79
Гілки тонкі	2800	608±59	1702,4	0,62
Хвоя загальна	4110	1100±120	4521,0	1,65
<b>ТРАВ'ЯНО-ЧАГАРНИЧКОВИЙ ЯРУС</b>	<b>1306,1</b>	<b>*1303</b>	<b>1701,2</b>	<b>0,618</b>
<i>Vaccinium uliginosum</i>	80,2	1120±110	89,8	0,033
<i>Vaccinium myrtillus</i>	533	1282±133	683,3	0,25
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	282,6	1166±120	329,5	0,12
<i>Pteridium aquilinum</i>	240,5	1520±160	3656,0	0,13
<i>Andromeda polifolia</i>	23,8	557±60	13,3	0,005
<i>Molinia caerulea</i>	130,2	1321±140	172,0	0,063
<i>Melampyrum pratense</i>	15,8	3023±280	47,8	0,017
<b>МОХОВИЙ ЯРУС</b>	<b>4269,4</b>	<b>*2211</b>	<b>9438,0</b>	<b>3,46</b>
<i>Sphagnum fallax</i> , живий	1340	2810±280	3765,4	1,38
<i>Sphagnum fallax</i> , мертвий	820	2162±200	1772,8	0,65
<i>Sphagnum capillifolium</i> , живий	460	2780±300	1278,8	0,47
<i>Sphagnum capillifolium</i> , мертвий	430	2210±210	950,3	0,35
<i>Polytrichum commune</i>	402,8	1571±165	632,8	0,23
<i>Pleurozium schreberi</i>	428,9	1064±100	456,4	0,17
<i>Dicranum polysetum</i>	387,7	1500±148	581,6	0,21
<b>ЛИШАЙНИКОВИЙ ЯРУС</b>	<b>34,85</b>	<b>*4086</b>	<b>142,4</b>	<b>0,052</b>
<i>Hypogymnia physodes</i>	19,4	4292±450	83,3	0,030
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	10,33	3657±370	37,8	0,014
<i>Usnea hirta</i>	5,12	4173±410	21,4	0,008
<b>ЯРУС МАКРОМІЦЕТІВ</b>	<b>48,78</b>	<b>*18151</b>	<b>885,4</b>	<b>0,323</b>
<i>Russula emetica</i>	8,18	10153±1200	83,1	0,030
<i>Suillus variegatus</i>	15,32	20600±2100	315,6	0,115
<i>Lactarius rufus</i>	12,4	17027±1650	211,1	0,077
<i>Lactarius helvus</i>	6,44	16500±1720	106,3	0,039
<i>Paxillus involutus</i>	6,44	26300±2540	169,4	0,062
<b>ГРУНТ</b>	<b>2688850</b>	<b>*88</b>	<b>236884,4</b>	<b>86,61</b>
Н <sub>0</sub> нерозкладена	390	1180±110	460,2	0,168
Н <sub>0</sub> dt (очіс) 0-5 см	5600	3370±340	18872,0	6,90
T <sub>1</sub> 0-5 см	16000	1472±155	23552,0	8,61
T <sub>2</sub> 5-10 см	19700	440±40	8668,0	3,17
T <sub>3</sub> 10-15 см	21400	217±18	4643,8	1,70
T <sub>4</sub> 15-20 см	23890	80±10	1911,2	0,70
T <sub>5</sub> 20-25 см	26870	68±10	1827,2	0,67
hgl 25-30 см	620000	102±12	63240,0	23,12
hgl 30-35 см	645000	88±9	56760,0	20,75
Pgl 35-40 см	650000	47±6	30550,0	11,17
Pgl 40-45 см	660000	40±5	26400,0	9,65
<b>ВСЬОГО</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>273569,2</b>	<b>100,00</b>

*Примітка:* знаком\* позначено середньозважену питому активність  $^{137}\text{Cs}$

Дані рисунку 2 демонструють, що головну частку валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозі утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонукліду. Значення КПП дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераквальних ландшафтів, в яких представлені лісові мезотрофні болота [7]. З ярусів фітоценозу максимальною часткою характеризувався едифікаторний ярус – деревний (8,96%), який характеризувався найменшою середньозваженою питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  – 289 Бк·кг<sup>-1</sup>, але найбільшою фітомасою серед усіх ярусів лісової рослинності. На другому місці знаходився моховий ярус, середньозважена питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в якому дорівнювала 2211 Бк·кг<sup>-1</sup>, а також значною була фітомаса на одиниці площі. Участь інших ярусів фітоценозу в утриманні сумарної активності була незначною – від 0,05% у лишайникового ярусу до 0,62% у трав'яно-чагарничкового ярусу.

Важливим є порівняльний аналіз розподілу фітомаси та сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  між ярусами фітоценозу (рис. 3). З даних рисунку 3 видно, що розподіл фітомаси та сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  між ярусами фітоценозу кількісно значно відрізняється. Водночас порядок рядів є досить близьким. Деревостан займає провідне місце у розподілі як фітомаси, так і сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  (завдяки максимальній фітомасі) і виступає як фітоценотичний бар'єр.

Моховий ярус, частка якого у створенні фітомаси становить всього 4,72%, в утриманні запасу радіонукліду є значно більшою – 25,73%, переважно за рахунок значної питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ . За комплексом ознак, таких як значна фітомаса на одиниці площі, високий вміст  $^{137}\text{Cs}$ , значна сорбційна ємність по відношенню до  $^{137}\text{Cs}$  моховий ярус виділяємо в окремий фітоценотичний бар'єр на шляху як латеральної, так і радіальної міграції згаданого радіонукліду.

Серед усіх ярусів фітоценозу трав'яно-чагарничковий ярус характеризувався найбільшим видовим різноманіттям, а також міжвидовою різницею середніх значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ , яка сягала 5,4 раза. Створюючи всього 1,44% загальної фітомаси ценозу, частка даного ярусу в утриманні радіонукліду була втричі більшою і становила 4,75%, причому переважно за рахунок значної середньозваженої питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  (1303 Бк·кг<sup>-1</sup>) у даному ярусі. Слід окремо наголосити на тому, що, створюючи багоярусні кореневі системи, розташовані у ґрунті на різній глибині – від 1 см у *Melampyrum pratense* до 50-60 см у *Pteridium aquilinum*, цей ярус у цілому функціонує як радіальний фітоценотичний бар'єр.

Важливою є роль лишайникового ярусу в уповільненні радіальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  – з деревного ярусу на поверхню ґрунту. Частка ярусу у створенні фітомаси дорівнює 0,04%, а в утриманні запасу  $^{137}\text{Cs}$  у фітоценозі – 0,05%. Роль лишайникового ярусу полягає в тому, що, перехоплюючи  $^{137}\text{Cs}$  з кронного та стовбурового стоку, цей ярус ефективно запобігає виведенню радіонукліду за межі біологічного колообігу. Тому цей ярус ми також вважаємо специфічним фітоценотичним бар'єром.

Ярус макроміцетів, частка маси якого не перевищує 0,05% загальної біомаси ценозу, у розподілі запасу  $^{137}\text{Cs}$  у ценозі відіграє значно більшу роль, адже його частка дорівнює 0,33%. Слід зазначити, що цей ярус досі вивчено вкрай недостатньо, ми оперували масами лише надземних плодівих тіл, не враховуючи біомасу міцелію у ґрунті, дані по якій дуже розрізнені і неоднозначні. Цілком вірогідно, що ярус макроміцетів також виступає біогеохімічним бар'єром на шляху як латеральної, так і радіальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозі, переважно завдяки функціонуванню міцелію.

Результати наших досліджень дозволяють зробити висновок, що весь фітоценоз на досліджуваному геохімічному бар'єрі правомірно виділити у фітоценотичний біогеохімічний бар'єр, що добре узгоджується з даними І.А. Авессаломової [1].

Становить значний інтерес порівняння інтенсивності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  компонентами фітоценозу на біогеохімічному бар'єрі. Зокрема, у сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) (рис. 4) середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у різних тканин та органів відрізнялися у 9,1 раза – від 84,48±9,00 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> у пагонів 1-річних до 9,28 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> у деревини.

В цілому дані рисунку 4 свідчать, що найбільшою інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  відзначаються найбільш фізіологічно активні тканини і органи сосни – пагони 1-річні, кора внутрішня з лубом та хвоя. Наведені на рисунку 4 середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у 1,5-2,0 рази вищі у порівнянні з відповідними значеннями КП у сосни у транслювальному ландшафті, що узгоджується з результатами наших попередніх досліджень [7]. Найменшою інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  характеризувалася деревина. Порівняння даних рисунку 4 та таблиці 2 дозволяє стверджувати, що ряд тканин та органів сосни за інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  є протилежним їх ряду за часткою утримуваної сумарної активності радіонукліду. З цього випливає висновок про визначальний вплив фітомаси окремих тканин та органів дерева на перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  між ними та у біогеоценозі в цілому.

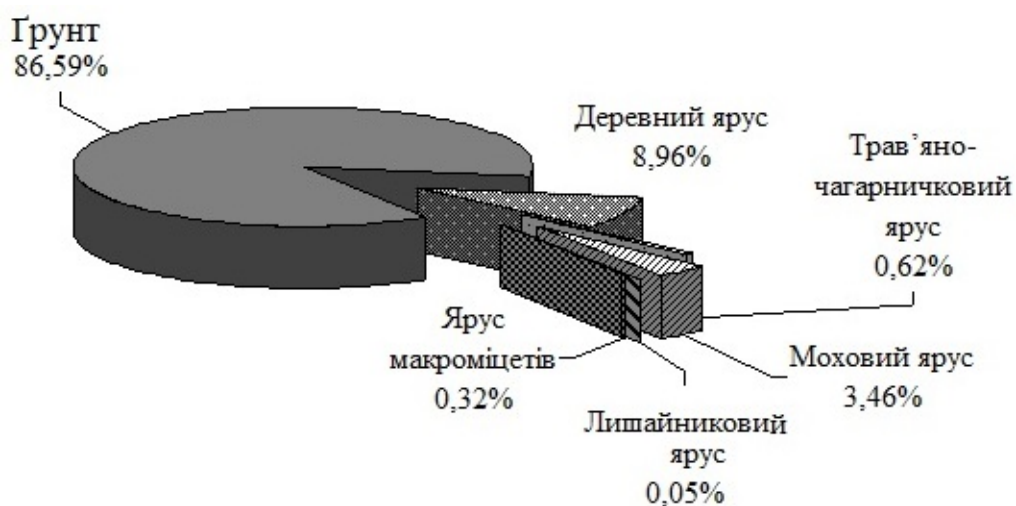


Рис. 2. Розподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами біогеоценозу на геохімічному бар'єрі  
 Fig. 2. Distribution of the total  $^{137}\text{Cs}$  activity among components of biogeocenosis on biogeochemical barrier

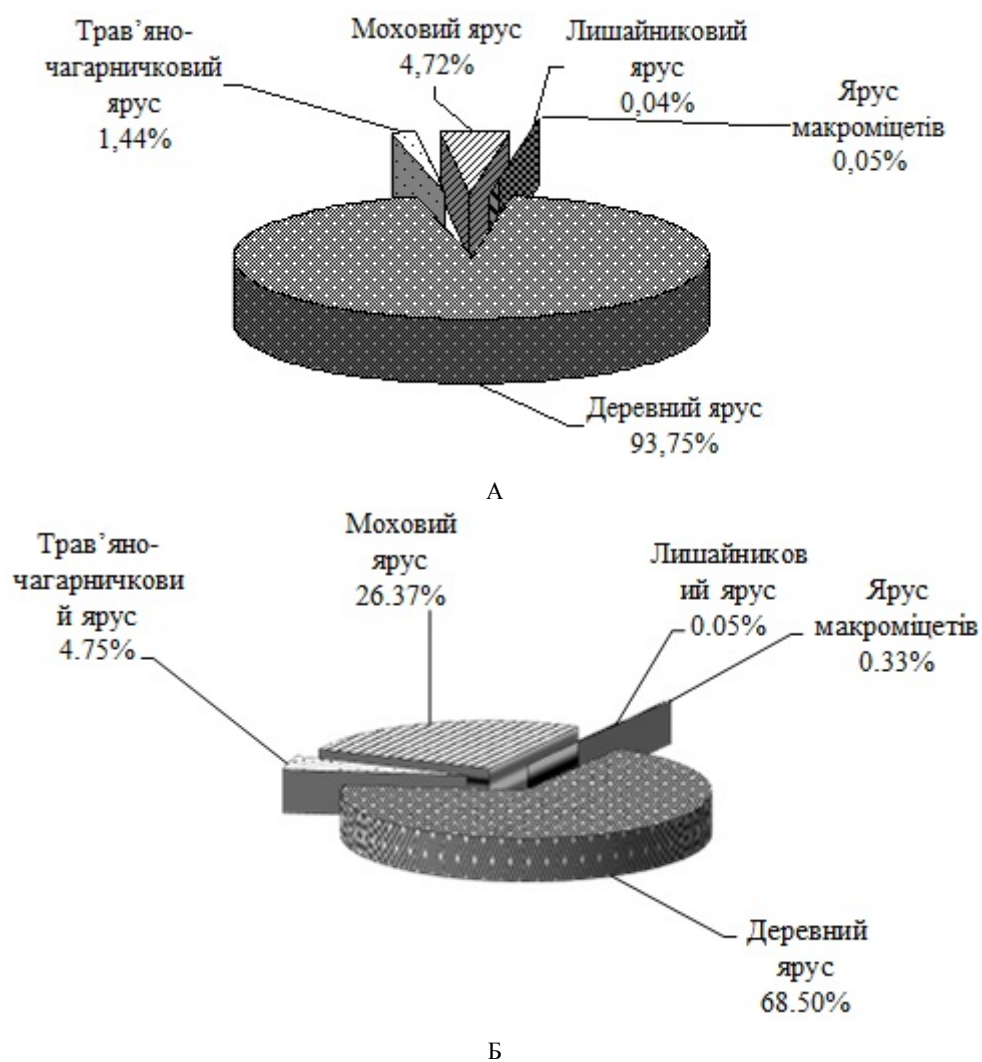
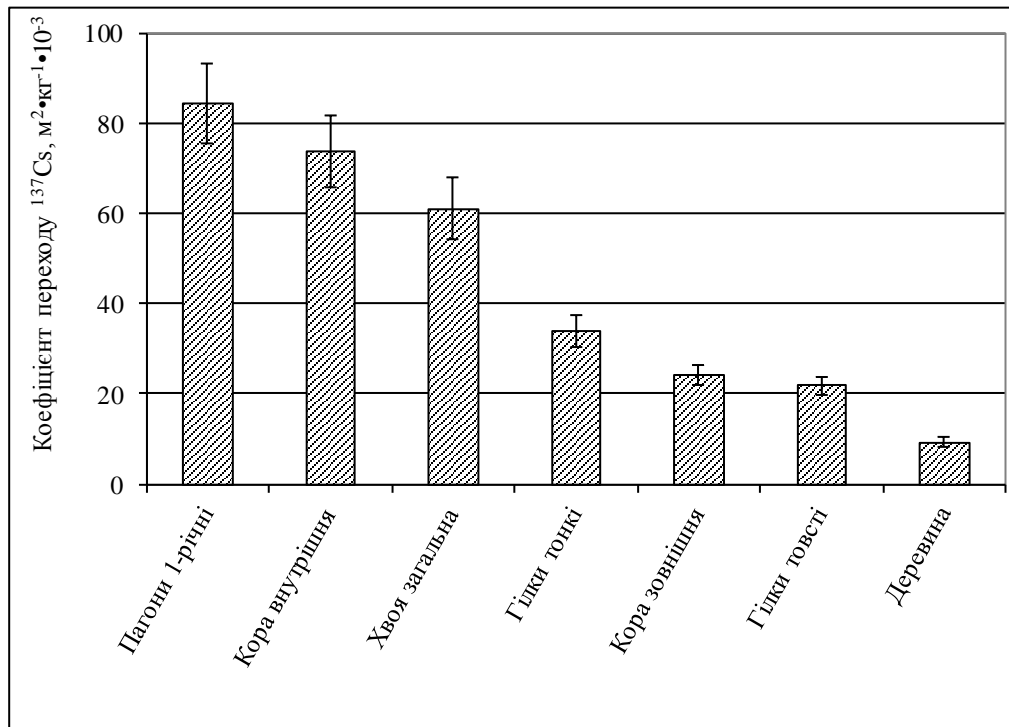


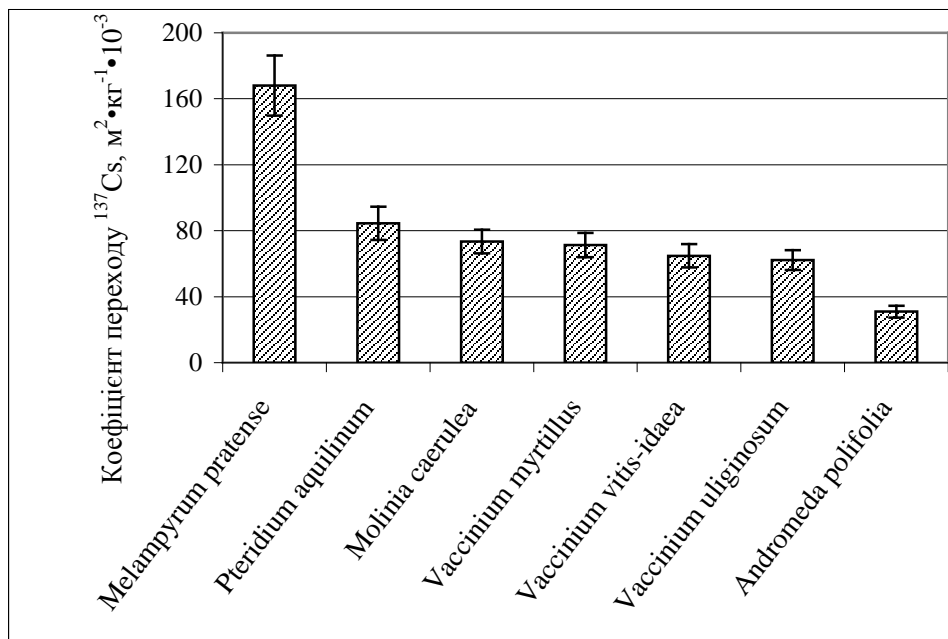
Рис. 3. Розподіл фітомаси (А) та сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  (Б) між ярусами фітоценозу у трансупераквальному ландшафті  
 Fig. 3. Distribution of phytomass (A) and total  $^{137}\text{Cs}$  activity (B) among layers of phytocenosis in transsuperaquatic landscape





**Рис. 4.** Середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у різних тканин та органів сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 4.** Mean values of  $^{137}\text{Cs}$  transfer factor in different tissues and organs of Scots pine (*Pinus sylvestris*) on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape



**Рис. 5.** Середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у різних видів трав'яно-чагарничкового ярусу на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 5.** Mean values of  $^{137}\text{Cs}$  transfer factor in different species of grass-dwarf-shrub layer on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

У трав'яно-чагарничковому ярусі міжвидові відмінності середніх значень КП  $^{137}\text{Cs}$  у ланці «грунт – фітомаса» дорівнювали 5,4 раза, з максимумом у *Melampyrum pratense* –  $168,0 \pm 18,22 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$  та

мінімумом –  $31,0 \pm 3,54 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$  у *Andromeda polifolia* (рис. 5).

Підкреслимо, що значною інтенсивністю акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  у фітомасі характеризувалися господарсько цінні види – чорниця та брусниця,

пагони і листя котрих є цінною лікарською сировиною. На досліджуваному геохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у їх фітомасі ( $1282 \pm 133$  та  $1166 \pm 120$  Бк·кг<sup>-1</sup> відповідно) при незначній щільності забруднення ґрунту радіонуклідом ( $17,99$  м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>) приблизно вдвічі перевищувала граничний допустимий рівень вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у дикорослій лікарській сировині ( $600$  Бк·кг<sup>-1</sup>).

Як було показано вище, моховий ярус характеризувався значною часткою в утриманні сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  переважно за рахунок високого вмісту радіонукліду. Дані рисунку 6 свідчать, що міжвидові відмінності середніх значень питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у живих частинах мохів сягали 2,64 раза, з максимумом у *Sphagnum fallax* –  $2810 \pm 280$  Бк·кг<sup>-1</sup> та мінімумом  $1064 \pm 100$  Бк·кг<sup>-1</sup> у *Pleurozium schreberi*. Важливим є те, що, не маючи коріння, моховий покрив ефективно абсорбує  $^{137}\text{Cs}$  з аеральних випадань, а згодом також з кронового та стовбурового стоку. У мохів найбільший вміст  $^{137}\text{Cs}$  спостерігається в апікальних, живих, активно ростучих частинах і значно менший – у мертвих частинах під ними, які, в свою чергу, поступово трансформуються в очіс. Виявлено, що у *Sphagnum fallax* питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у живих частинах була в 1,30 раза більшою у порівнянні з мертвими частинами, у *Sphagnum capillifolium* цей показник також був більшим в 1,26 раза, що узгоджується з отриманими раніше даними [7].

У складі ярусу макроміцетів на пробній площі зустрічалися більше 20 видів, однак для аналізу нами відібрані лише ті види, які мають практичне значення (харчове) або характеризувалися значною біомасою плодових тіл на пробній площі. Аналіз середніх значень КП  $^{137}\text{Cs}$  до сухих плодових тіл грибів (рис. 7) дозволяє стверджувати, що саме макроміцети серед усіх проаналізованих представників біоти характеризувалися максимальною інтенсивністю акумуляції згаданого радіонукліду.

У макроміцетів середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  коливалися від  $1461,9 \pm 153,22$  м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> у *Paxillus involutus* до  $564,4 \pm 60,23$  м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup> у *Russula emetica*. З досліджених видів макроміцетів добрим їстівним є *Suillus variegatus* із середнім значенням КП  $^{137}\text{Cs}$   $1145,1 \pm 125,64$  м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>, яке приблизно у 20 разів перевищує відповідне значення у цього виду в елювіальному ландшафті. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у сухих плодових тілах *Suillus variegatus* на біогеохімічному бар'єрі у 8,2 раза перевищувала граничний допустимий вміст  $^{137}\text{Cs}$  у сухих грибах як харчовому продукті ( $2500$  Бк·кг<sup>-1</sup>) при щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ , яка офіційно не розглядається як радіаційно значима ( $17,99$  кБк·м<sup>-2</sup>).

Крім того, дані таблиці 2 наочно свідчать, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у сухих плодових тілах усіх проаналізованих видів макроміцетів на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті значно перевищувала граничний вміст  $^{137}\text{Cs}$  у твердих радіоактивних відходах ( $10$  кБк·кг<sup>-1</sup>).

Для моніторингу аеральних випадань радіонуклідів зазвичай використовують епіфітні лишайники, тому аналіз середніх значень КН  $^{137}\text{Cs}$  у ланці «слань – кора сосни зовнішня» має практичний інтерес (рис. 8).

Дані рисунку 8 наочно свідчать, що середні значення КН у епіфітних лишайників знаходилися у вузькому діапазоні – від  $9,89 \pm 1,021$  у *Hypogymnia physodes* до  $8,43 \pm 0,907$  у *Pseudevernia furfuracea*. Зауважимо, що діаметри сланей *Hypogymnia physodes* не перевищували 30 мм, що свідчить про їхній вік менше 30 років. Вони лише заселилися на корі сосни під час аварійних чорнобильських випадань радіонуклідів, мали дуже малі розміри (менше 5 мм у діаметрі), не могли накопичити значну активність  $^{137}\text{Cs}$  з аеральних випадань. На нашу думку, головну частку активності згаданого радіонукліду слані цього виду акумулювали з кронового та стовбурового стоку вже після аварійних випадань радіонуклідів. З наведених видів епіфітних лишайників найбільшою зустрічністю та інтенсивністю акумуляції відзначається *Hypogymnia physodes*, яка може бути тест-об'єктом біогеохімічного моніторингу аеральних випадань  $^{137}\text{Cs}$ .

### Висновки

1. У вузькій (завширшки 6-8 м) крайовій зоні мезотрофного болота, між трансаккумулятивним ландшафтом та супераквальним ландшафтом формується трансупераквальний ландшафт.

2. У трансупераквальному ландшафті сформувався комплексний біогеохімічний бар'єр, де на невеликій відстані просторово поєднані бар'єри різних типів – фізико-хімічні (сорбційний, глейовий та ін.) та фітоценотичні (усі яруси рослинності), латеральні та радіальні.

3. У ґрунті виявлено три біогеохімічні бар'єри – шари очосу (H<sub>0</sub>dt), торфу (T<sub>1</sub>-T<sub>5</sub>) та ілювіального гумусово-залізного оглеєного горизонту (Ihgl).

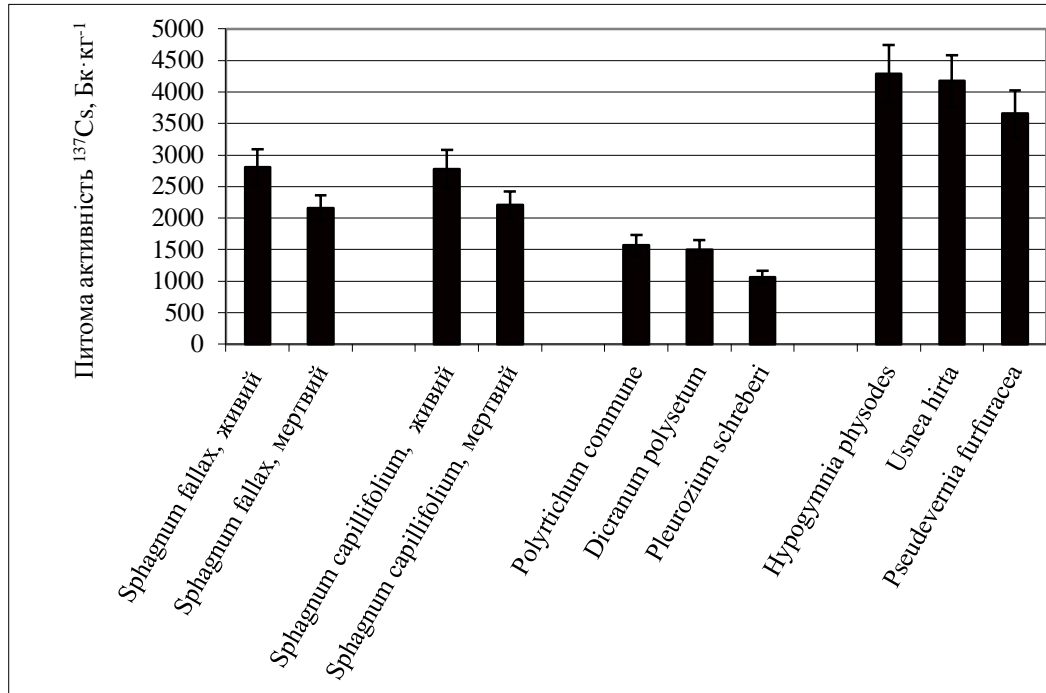
4. Головну частку валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  у біогеоценозі на біогеохімічному бар'єрі утримував ґрунт – 86,59%, відповідно, фітоценоз містив 13,41% запасу радіонукліду. Значення КП дорівнювало 0,16, що є близьким до відповідних показників супераквальних ландшафтів.

5. У всіх ярусах рослинності спостерігалися значні міжвидові відмінності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту.

6. Міграційна здатність  $^{137}\text{Cs}$  у ланках «ґрунт – рослина» та «ґрунт – гриби» у трансупераквальному

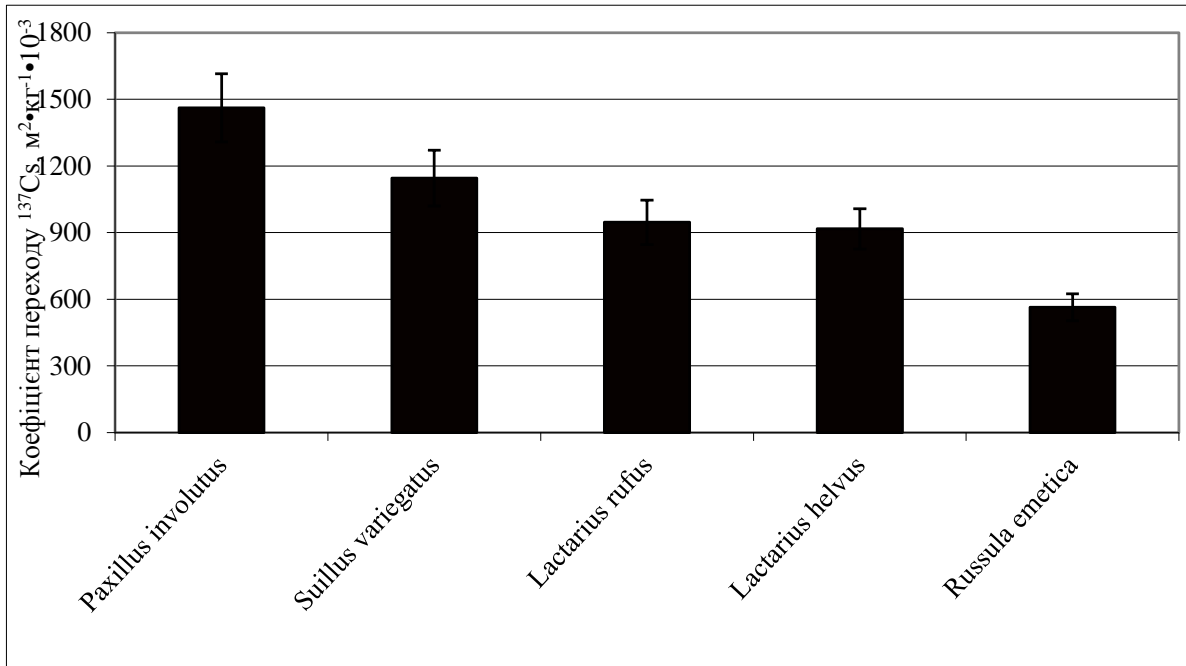
ландшафті у 2-20 разів перевищувала аналогічні показники елювіальних та транселювіальних ландшафтів. Це зумовлює значні перевищення граничних допустимих рівнів питомої активності

$^{137}\text{Cs}$  у лікарській сировині, ягодах та їстівних грибах при щільності забруднення ґрунту, яка офіційно не розглядається як радіаційно значима (вдвічі менша за  $37 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$ ).



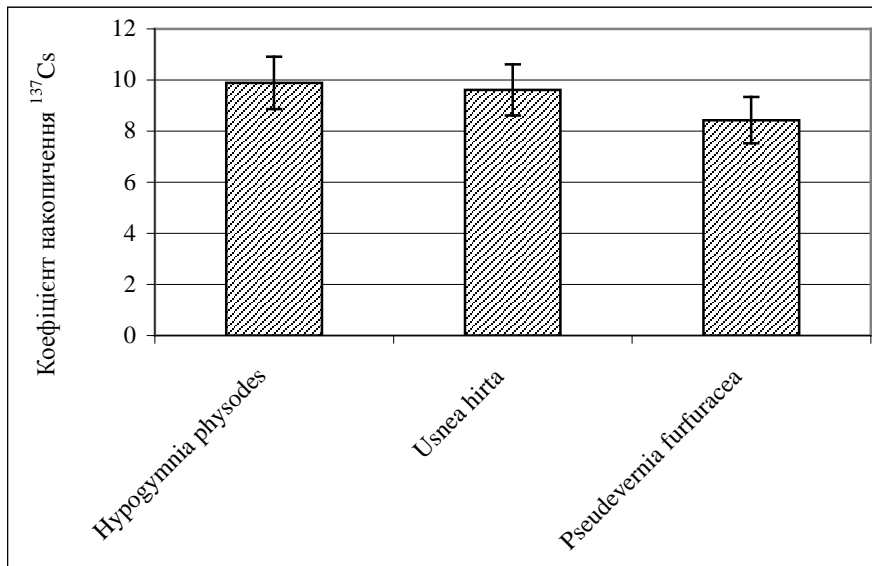
**Рис. 6.** Середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у різних видів мохового та лишайникового ярусів на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 6.** Mean values of  $^{137}\text{Cs}$  specific activity in different species of moss and lichen layers on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape



**Рис. 7.** Середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  у різних видів макроміцетів на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 7.** Mean values of  $^{137}\text{Cs}$  transfer factor in different species of macromycetes on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape



**Рис. 8.** Середні значення КН  $^{137}\text{Cs}$  у ланці «слань лишайника – кора сосни зовнішня» на біогеохімічному бар'єрі у трансупераквальному ландшафті

**Fig. 8.** Mean values of  $^{137}\text{Cs}$  concentration ratio in the chain «lichen thalli – external pine bark» on biogeochemical barrier in transsuperaquatic landscape

#### Література

1. Авессаломова И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: Учеб.-метод. пособие. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1987. 108 с.

2. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1964. 229 с.

3. Долін В.В. Самоочищення наземних екосистем Українського Полісся від радіаційного забруднення: Автореф. дис. ... доктора геол. наук. Київ, 2004. 36 с.

4. Короткова О.З. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  основними дикорослими ягідними рослинами лісів Українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. сільськогосп. наук. Житомир, 2000. 19 с.

5. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В., Петров М.Ф., Сорокина Л.Ю., Ткаченко А.Н. Под ред. А.М. Маринича. К.: Наук. думка. 1994. 112 с.

6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС. *Экология*. 1990. № 3. С. 30-35.

7. Орлов О.О., Долін В.В. Біогеохімія цезію-137 у лісболотних екосистемах Українського Полісся. К.: Наук. думка, 2010. 198 с.

8. Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б. Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах. *Проблемы радиэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации*. Сыктывкар: Коми-филиал АН СССР. 1976. С. 30-45.

9. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк., 1975. 342 с.

10. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высш. шк., 1989. 528 с.

11. Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Воробьев А.Е. и др. Систематика и картографирование геохимических

ландшафтов при решении геоэкологических задач. *Междунар. симп. по прикладной геохимии стран СНГ*: Тез. докл. Москва. 1997. С. 137.

12. Родин Л.Е., Ремезов Н.П., Базилевич Н.И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л.: Наука, 1968. 145 с.

13. Страх Л.И. Геохимические барьеры краевой зоны болота Белорусского Полесья и концентрация на них  $^{137}\text{Cs}$ : Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – М.: МГУ. 1999. 24 с.

14. Страх Л.И., Кнатько В.А. Концентрация цезия-137 на биогеохимическом барьере краевой зоны болота Белорусского Полесья. *Весті АН Беларусі*. Сер. хим. наук. 1997. № 3. С. 77-82.

15. Страх Л.И., Кнатько В.А. Распределение цезия-137 и других химических элементов на физико-химических барьерах краевой зоны болота Белорусского Полесья. *Весті АН Беларусі*. Сер. хим. наук. 1997. № 1. С. 79-84.

16. Тюрюканова Э.Б. О биогеохимических циклах радионуклидов. *Современные задачи и проблемы биогеохимии*. Вып. 17. Москва, 1979. С. 143-150.

17. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей. Полевая геоботаника. Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Т. III. М.-Л.: Наука, 1964. С. 9-35.

18. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. ECP-3 Final Report. Eds. U. Sansone and O. Voitsekhoitch. Luxembourg. 1996. 230 p.

#### References

1. Avessalomova, I.A. (1987), Geochemical indexes in the study of landscape. M.: Moscow Univ. publ. 108 p.

2. Glazovskaya, M.A. (1964), Geochemical basis of typology and methodology of study of natural landscapes. Moscow: Moscow Univ. publ. 229 p.

3. Dolin, V.V. (2004), Selfcleaning of terrestrial ecosystems of Ukrainian Polissya from radioactive contamination. Kyiv. 36 p.
4. Korotkova, O.Z. (2000), Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by the main wild berry plants of forests of Ukrainian Polissya. Zhytomyr. 19 p.
5. Landscapes of Chernobyl zone and their assessment of migration conditions of radionuclides (1994), Davydchuk, V.S., Zarudnaya, R.F., Mikheli, S.V., Petrov, M.F., Sorokina, L.Yu., Tkachenko, A.N. Ed. A.M. Marynych. Kyiv: Naukova Dumka. 112 p.
6. Molchanova, I.V., Karavaeva, E.N., Kulikov, N.V. (1990), *Ecology*. **3**: 30-35.
7. Orlov, O.O., Dolin, V.V. (2010), Biogeochemistry of cesium-137 in forest-bog ecosystems of Ukrainian Polissya. Kyiv: Naukova Dumka. 198 p.
8. Pavlotskaya, F.I., Tiuriukanova, E.B. (1976), *Problems of radioecology and biological influence of low doses of ionizing radiation*. Syktyvkar: Komi Branch of Academy of Sciences of the USSR. P. 30-45.
9. Perelman, A.I. (1975), *Geochemistry of landscape*. Moscow. 342 p.
10. Perelman, A.I. (1989), *Geochemistry*. Moscow. 528 p.
11. Perelman, A.I., Borisenko, E.N., Vorobjov, A.E. et al. (1997), *Intern. Symp. on Applied Geochemistry of CIS countries*. Moscow. P. 137.
12. Rodin, L.E., Remezov, N.P., Bazilevich, N.I. (1997), *Guidelines to study of dynamics and biological circle in phytocenoses*. Moscow. 145 p.
13. Strakh, L.I. (1999), *Geochemical barriers of the marginal zone of the bog of Belorussian Polesseye and concentration  $^{137}\text{Cs}$  on it*. Moscow. 24 p.
14. Strakh, L.I., Knatko, V.A. (1997), *News of Academy of Sciences of Belorussia*. Series of Chem. Sci. **3**: 77-82.
15. Strakh, L.I., Knatko, V.A. (1997), *News of Academy of Sciences of Belorussia*. Series of Chem. Sci. **1**: 79-84.
16. Tiuriukanova, E.B. (1979), *Modern tasks and problems of biogeochemistry*. **17**. Moscow. P. 143-150.
17. Yunatov, A.A. (1964), *Field Geobotany*. Eds. E.M. Lavrenko and A.A. Korchagin. Vol. 3. Moscow-Leningrad: Nauka. P. 9-35.
18. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl (1996). Luxembourg. 230 p.

#### REGULARITIES OF $^{137}\text{CS}$ MIGRATION ON GEOCHEMICAL BARRIERS OF MARGINAL ZONE OF MEZOTROPHIC BOG IN UKRAINIAN POLISSYA

**O. Orlov**

**O. Orlov**, PhD, State Institution "Institute of Environmental Geochemistry, National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

*It was shown that in the narrow marginal zone (about 6-8 m wide) of a mezotrophic bog, typical for the northern part of Ukrainian Polissya, a transsuperaquatic landscape is formed between transaccumulative and supraquatic landscapes. In the transsuperaquatic landscape a complex biogeochemical barrier has been formed. Here, at a short distance, barriers of different types are spatially connected – physico-chemical (sorption, gley etc.) and phytocenotic (all vegetation layers), lateral and radial. It was found that due to lateral  $^{137}\text{Cs}$  redistribution among the geochemically connected landscapes of the catena, there was observed the concentration of the radionuclide on the investigated complex biogeochemical barrier. Three biogeochemical barriers were found in the soil – layers of semi-decomposed residuals of mosses, trees and grasses ( $H_0dt$ ), peat ( $T_1-T_3$ ) and iluvial humic-ferruginous gley horizon (Ihgl), which slow down  $^{137}\text{Cs}$  migration both in lateral and radial directions. Generalization of data on  $^{137}\text{Cs}$  radial distribution in the soil of the geochemical barrier shows that analogs of the forest litter ( $H_0$  non-decomposed and layer of  $H_0dt$  – semi-decomposed plant residuals) contained 8.16% of the total  $^{137}\text{Cs}$  activity in the soil; peat (0-25 cm) – 17.14%, and the mineral horizons (Ihgl and Pigl) – 74.7%. This distribution testifies about high speed of radial  $^{137}\text{Cs}$  migration in the studied soil, insofar as the main part of the total activity of  $^{137}\text{Cs}$  has already migrated beyond the boundaries of the peat layers to the mineral horizons. The calculations showed that the main part of the total stock of  $^{137}\text{Cs}$  in biogeoecosis on the biogeochemical barrier in the transsuperaquatic landscape was retained in soil – 86.59%, accordingly phytocenosis contained 13.41% of the total stock of the radionuclide. The geochemical transfer coefficient was 0.16, which was close to the corresponding values for the supraquatic landscapes. Significant interspecific differences in  $^{137}\text{Cs}$  accumulation were observed in all layers of vegetation. The migration ability of  $^{137}\text{Cs}$  in the chains «soil – plant» and «soil – fungi» in the transsuperaquatic landscape was evaluated based on the mean  $^{137}\text{Cs}$  transfer factor (TF) values to be 2-20 times higher than that for the eluvial and transeluvial landscapes. This leads to significant excess of the permissible levels of the  $^{137}\text{Cs}$  specific activity in medicinal plants, wild berries and edible mushrooms at soil contamination density with  $^{137}\text{Cs}$  which is not officially regarded as radiationally hazardous (about two times less than  $37\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ).*

**Key words:** biogeochemical barrier, transsuperaquatic landscape, biogeoecosis,  $^{137}\text{Cs}$ , soil, layers of vegetation, intensity of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation.