



## СУЧАСНИЙ РОЗПОДІЛ РАДІОНУКЛІДІВ У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

**В. П. КРАСНОВ**, д-р с.-г. наук,  
**О. О. ОРЛОВ**, канд. біол. наук,  
**Т. В. КУРБЕТ**, канд. с.-г. наук  
Поліський філіал УкрНДІЛГА

*Подано матеріали стосовно розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах лісових екосистем на прикладі соснових насаджень у різних типах лісорослинних умов – свіжих і вологих борах, вологих суборах. Отримані дані можна використовувати при реабілітації лісів, що зазнали радіоактивного забруднення.*

**Ключові слова:** лісові насадження, радіонукліди, лісові екосистеми, радіоактивне забруднення, тип лісорослинних умов.

За 25 років, що пройшли з часу аварії на Чорнобильській АЕС, радіаційна ситуація у лісах суттєво змінилася:

- здійснюється розпад основних радіоактивних елементів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ ), за рахунок чого їх сумарна активність зменшилася майже вдвічі;
- відбулося необмінне закріплення значної частини  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунті, внаслідок чого спостерігається зменшення його міграційної здатності;
- відбувся перерозподіл радіонуклідів між компонентами лісових екосистем, унаслідок чого змінилися можливості їх практичного використання.

Радіаційна ситуація у лісах, які опинилися у зоні радіоактивного забруднення аварійними викидами ЧАЕС, нині визначається складним комплексом факторів: ізотопним складом радіонуклідів та його динамікою, величиною щільності забруднення ґрунту радіонуклідами, фізичними та агрохімічними властивостями ґрунтів, які, з одного боку, визначають видовий склад лісових ценозів, а з іншого – інтенсивність біологічного кругообігу радіоактивних елементів у лісових екосистемах.

Динамічна радіаційна ситуація у лісах потребує постійного моніторингу міграції радіонуклідів у них, перерозподілу й накопичення останніх у певних компонентах лісових екосистем, що, з одного боку, дає змогу поглибити теоретичні знання з цього питання, а з іншого – отримати обґрунтування можливого використання ресурсів лісу у процесі лісогосподарського виробництва. Крім того, дослідження міграції радіонуклідів у лісових екосистемах дають

змогу обґрунтувати заходи щодо реабілітації лісів, які зазнали радіоактивного забруднення у період аварії на ЧАЕС. Таким чином, наведені дослідження мають теоретичне і практичне значення.

Після аварії на ЧАЕС підтвердилося значення лісу як локального стабілізуючого компонента ландшафтів і біогеохімічного бар'єра на шляху міграції радіонуклідів у суміжних ландшафтах. Лісові масиви накопичили радіонукліди й перетворилися на джерело або початкову ланку у трофічних ланцюжках радіонуклідів, які ведуть до людини [4, 7].

Дослідники різних країн, переважно центральної та північної Європи (Німеччини [8], Швеції [9], Данії [10]), а також України [3] й Республіки Білорусь [1, 6] вивчали розподіл валових кількостей деяких радіонуклідів у найпоширеніших у тому чи іншому регіоні типах лісових екосистем. Вони констатували поступове переміщення на поверхню ґрунтового покриву радіоактивних елементів, які спочатку переважно осіли на крони деревних порід першого ярусу, та поступове їх заглиблення у лісову підстилку, часткове вимивання у верхні горизонти мінеральної частини ґрунту та доволі інтенсивну міграцію у рослинні організми та гриби.

Після швидких змін радіаційної ситуації в лісах у першій післяаварійний період поза межами зони відчуження ЧАЕС у 1989 р. настав період квазірівноваги вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтово-рослинному покриві лісів, що триває донині [7]. Характерними його особливостями є: домінування кореневого шляху надходження радіонукліду до судинних рослин, яке залежить переважно від ландшафтно-геохімічних умов території; повільний перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами лісових екосистем; приблизна рівновага щорічного надходження  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту до рослинності та повернення радіонукліду в ґрунт з рослинним опадом.

В останні 10 років досліджень щодо розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах стало значно менше і проводяться вони переважно в Україні та Білорусі. Обсяги таких досліджень невеликі, у зв'язку зі значною трудомісткістю робіт і недостатнім фінансуванням. Так, білоруські дослідники вивчали розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ярусах березових насаджень при різному ступені обводнення гідроморфних ґрунтів [2]. Установлено, що в 2004 р. у деревному ярусі поблизу осушувального каналу містилося 4,4%, а за межами впливу каналу – 14,9% від ва-

Таблиця 1

**Характеристика насаджень і щільності  
радіоактивного забруднення на постійних пробних  
площах (ППП)**

| №  | Таксаційна характеристика насаджень |       |     |              |                         |         | As*,<br>кБк/м <sup>2</sup> |
|----|-------------------------------------|-------|-----|--------------|-------------------------|---------|----------------------------|
|    | ТЛУ                                 | склад | вік | боні-<br>тет | підріст                 | повнота |                            |
| 61 | B3                                  | 10 С  | 60  | I            | пооди-<br>ноко<br>сосна | 1,0     | 226,8                      |
| 68 | A3                                  | 10 С  | 55  | I            | пооди-<br>ноко<br>сосна | 1,0     | 296,1                      |
| 56 | A2                                  | 10 С  | 60  | II           | пооди-<br>ноко<br>сосна | 0,9     | 287,1                      |

Примітка: As – щільність радіоактивного забруднення ґрунту

лового запасу радіонуклідів в екосистемі. Українські вчені дослідили розподіл <sup>137</sup>Cs у дубових насадженнях на порівняно багатих ґрунтах вологих суґрудів і встановили, що 95,58% валового запасу радіонуклідів знаходиться у ґрунті та лісовій підстилці і лише 4,42% – у компонентах фітоценозу [5].

Дослідження проводили на постійних пробних площах у Житомирському Поліссі в найпоширеніших у регіоні бідних (свіжих і вологих борах) і порівняно бідних (вологих суборах) типах лісорослинних умов (табл. 1).

На кожній пробній площі відбирали три модельні дерева сосни, які характеризували основні ступені товщини деревостану. Модельні дерева звалювали, розкрязували на відрізки завдовжки 2 м, крону ділили на три частини за висотою. З відрізків стовбура відбирали деревину в корі, деревину без кори, кору зовнішню й кору внутрішню. Із трьох частин крони (верхньої, середньої й нижньої) відбирали зразки гілок, пагонів дворічних та однорічних, хвої однорічної та дворічної. Перед звалюванням модельних дерев у межах проекції їх крон відбирали позбірних зразків ґрунту, а також вимірювали потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні ґрунту й на висоті 1 м. На кожній пробній площі на п'яти облікових ділянках площею 1 м<sup>2</sup> кожна відбирали зразки мохового покриву (за видами) й під'ярусу епігейних лишайників (за видами), а на шести облікових ділянках – представників трав'яно-чагарничкового ярусу (за видами). Усі відібрані зразки висушували до повітряно-сухого стану, подрібнювали та гомогенізували, після чого в них вимірювали питому активність <sup>137</sup>Cs на гамма-спектроаналізаторах СЕГ-01 із сцинтиляційними детекторами БДЕГ-63 та напівпровідниковим детектором ДГДК-100ВЗ. Відносна похибка вимірювання питомої активності <sup>137</sup>Cs у зразках не перевищувала 15%.

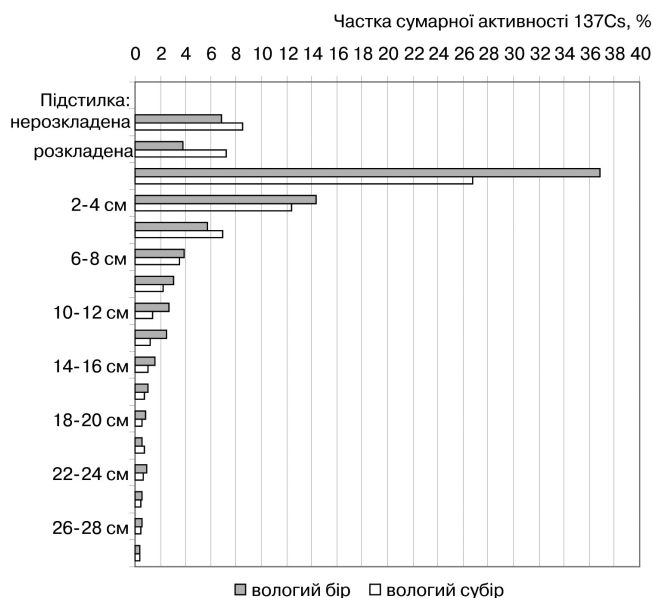
Питома активність радіонукліда у фітомасі характеризує інтенсивність його надходження до певних видів рослин або їх окремих органів, що пов'язано з біологічними особливостями конкретного виду або функціями та будовою певного органа чи тканини рослини. Найбільші значення на всіх пробних площах показник мав у нижніх ярусах фі-

тоценозу – трав'яно-чагарничковому, моховому та лишайниковому. Так, на пробній площі, закладеній у свіжому борі, середньозважена величина питомої активності <sup>137</sup>Cs у трав'яно-чагарничковому ярусі сягала 26 420 Бк/кг, моховому – 23 266 Бк/кг, лишайниковому – 20 027 Бк/кг. Це значно вище, ніж у підрості (8125 Бк/кг) та першому ярусі деревостану (4543 Бк/кг) (табл. 2), що вказує на наявність у складі нижніх ярусів рослинності видів, які інтенсивно накопичують <sup>137</sup>Cs. Подібні закономірності простежуються й на інших пробних площах – середньозважена питома активність <sup>137</sup>Cs у деревостані була значно нижчою, порівняно з іншими ярусами фітоценозу. Водночас у межах кожного з ярусів фітоценозу питома активність <sup>137</sup>Cs у фітомасі варіювала. Так, у компонентах соснового деревостану в умовах вологого бору значення цього показника були максимальними у фізіологічно найактивніших тканинах та органах дерева – корі внутрішній з лубом і пагонах однорічних – 22 783 та 20 837 Бк/кг відповідно, а мінімальними – у деревині й товстих гілках – 1451 та 5877 Бк/кг відповідно. Подібна закономірність чітко виявилася й на решті пробних площ, незалежно від лісорослинних умов. Характерним прикладом відмінностей акумуляції <sup>137</sup>Cs з ґрунту різними видами є трав'яно-чагарничковий ярус сосняку вологого бору. Зокрема, міжвидові відмінності питомої активності сягали 3,9 разів, при цьому найбільші значення питомої активності <sup>137</sup>Cs визначено у представників порядку вересоцвітих (чорниця – 29 900 Бк/кг та верес звичайний – 27 370 Бк/кг), а найменші – у представника злаків (польовиця виноградникова – 7600 Бк/кг). Аналогічну ситуацію було виявлено на решті пробних площ.

Оскільки живлення мохів і лишайників має специфічний, позакореневий характер, чим суттєво відрізняється від живлення судинних рослин (кореневий шлях), висока питома активність <sup>137</sup>Cs у представників цих груп біоти пояснюється їх поверхневим радіоактивним забрудненням у період аварії на ЧАЕС і безпосередньо після неї, а також перехопленням радіонуклідів низхідних потоків – стовбурового та кронового стоків.

Середньозважена питома активність цього радіонукліду у 30-см шарі ґрунту пробних площ у всіх проаналізованих типах лісорослинних умов виявилася найменшою – від 557 до 814 Бк/кг. Однак у ґрунтах досліджуваних пробних площ виявлено загальні закономірності: експоненційне зменшення з глибиною питомої активності <sup>137</sup>Cs, досить швидке у поверхневих шарах ґрунту і поступове – у глибинних; експоненційне зменшення сумарної активності <sup>137</sup>Cs з глибиною; більша відносна частка запасу радіонукліду, яка мігрувала до мінеральної частини ґрунту та, відповідно, менша, що утримується лісковою підстилкою (рис. 1).

У 30-см шарі мінеральної частини ґрунту на цих пробних площах виявлено зв'язок середньої щільності між питомою активністю <sup>137</sup>Cs та глибиною від-



**Рис. 1 – Розподіл валової активності <sup>137</sup>Cs на 1 га у ґрунті вологого бору і вологого суббору**

бору зразка. Коефіцієнт лінійної кореляції становив -0,65 на ППП-61, -0,57 на ППП-68 і -0,49 на ППП-56. У ґрунті досліджуваних типів лісорослинних умов основна частка валового запасу <sup>137</sup>Cs нині зосереджена у мінеральній товщі. У вологому бору мінеральний 30-см шар ґрунту містив 81,02% валового запасу радіонукліда, вологому суббору – 87,59%, свіжому бору – 78,92%. Порівняння частки запасу <sup>137</sup>Cs у ґрунтах вологих субборів і вологих борів свідчить, що в бідніших умовах у мінеральну товщу мігрувала більша кількість <sup>137</sup>Cs, порівняно з багатшими умовами, що може бути пов'язано з меншою товщиною мохового покриву та, відповідно, меншою його роллю як геохімічного бар'єра на шляху міграції радіонукліда з лісової підстилки до мінеральної товщі ґрун-

ту в умовах вологого бору. Аналогічне порівняння свіжих борів і вологих борів також демонструє, що в більш зволжених умовах у мінеральну товщу мігрувала більша кількість <sup>137</sup>Cs, порівняно із сухішими.

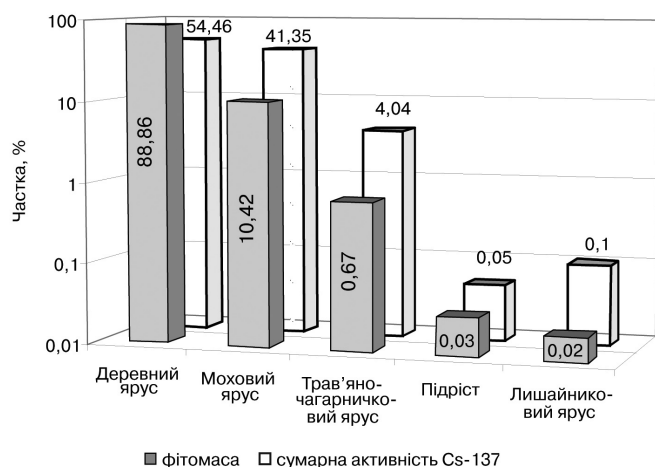
Розрахунки величини сумарної активності <sup>137</sup>Cs на одиниці площі (табл. 2) дали змогу виявити важливі закономірності. Так, незважаючи на найнижчу величину середньозваженої питомої активності радіонукліду, найбільша сумарна його активність сконцентрована у ґрунті – 2525,43 – 3422,62 МБк/га (маса 30-см шару – від 4203 т/га у вологих борах до 4510 т/га у вологих субборах).

Частка ґрунту в утриманні валового запасу радіонукліда від частки в екосистемі загалом становила: 78,97% – у свіжому бору; 89,29% – у вологому бору та 75,32% – у вологому субборі, а загалом усі компоненти фітоценозу у таких лісорослинних умовах містили його 21,03%, 13,71% та 24,68%. Значно більшу частку валового запасу радіонукліду виявлено у фітоценозі вологого суббору, що потребує окремого пояснення, адже радіонуклід у таких умовах менш інтенсивно надходить із ґрунту до рослинності, порівняно з біднішими умовами вологих борів. Детальний аналіз первинних даних засвідчує, що наведена невідповідність добре пояснюється запасом фітомаси головних ярусів фітоценозу на одиниці площі у порівнюваних лісорослинних умовах. Зокрема, незважаючи на однакову повноту деревостану, він, відповідно до загальновідомих закономірностей, значно краще росте в умовах вологого суббору, де його фітомаса сягає 160,4 т/га, а в умовах вологого бору – лише 113,6 т/га. Аналогічну картину виявлено стосовно мохового ярусу, який має більшу потужність і проективне покриття та, відповідно, фітомасу на одиниці площі у вологих субборах (14,6 т/га) порівняно з вологими борами (13,3 т/га). Крім того, фітомаса трав'яно-чагарничкового ярусу у порівнюваних лісорослинних умовах становила 0,9 і 1,6 т/га відпо-

Таблиця 2

**Розподіл <sup>137</sup>Cs у компонентах лісових екосистем – 60-річних соснових насадженнях у різних типах лісорослинних умов**

| Компонент екосистеми                     | Свіжий бір (A2)  |                    |   | Вологий бір (A3)   |                    |   | Вологий суббір (B3)  |                    |   |
|--|--|--------------------|---|--|--------------------|---|--|--------------------|---|
|  | середньозважена питома активність <sup>137</sup> Cs, Бк/кг | активність, МБк/га | частка сумарної активності <sup>137</sup> Cs, % | середньозважена питома активність <sup>137</sup> Cs, Бк/кг | активність, МБк/га | частка сумарної активності <sup>137</sup> Cs, % | середньозважена питома активність <sup>137</sup> Cs, Бк/кг | активність, МБк/га | частка сумарної активності <sup>137</sup> Cs, % |
| Деревостан                               | 4543   | 446,88             | 11,33   | 2607   | 296,17             | 7,47  | 2563   | 410,90             | 12,25   |
| Підріст                                  | 8125   | 0,26               | 0,01  | 8790   | 0,29               | 0,01  | 6600   | 0,61               | 0,02  |
| Лишайниковий ярус                        | 20 027   | 5,08               | 0,12  | 19 350   | 0,55               | 0,01  | 22 700   | 0,91               | 0,03  |
| Трав'яно-чагарничковий ярус              | 26 420   | 5,13               | 0,13  | 25 611   | 21,95              | 0,55  | 25 204   | 36,55              | 1,09  |
| Моховий ярус                             | 23 266   | 372,25             | 9,44  | 16 883   | 224,88             | 5,67  | 25 914   | 378,60             | 11,29   |
| Ґрунт з лісовою підстилкою (0–30 см шар) | 669  | 3114,47            | 78,97   | 814  | 3422,62            | 86,29   | 557  | 2525,43            | 75,32   |
| <b>Усього</b>                            | –  | 3944,1             | 100,0   | –  | 3966,5             | 100,0   | –  | 3353,0             | 100,0   |



**Рис. 2 – Розподіл фітомаси (%) та валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  (%) за ярусами рослинності у вологому борі**

відно. Одержані дані свідчать, що розподіл валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами лісових біогеоценозів загалом відповідає розподілу їхніх мас. Водночас результати наших досліджень продемонстрували, що розподіл сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  між ярусами фітоценозу також досить близький до розподілу фітомас відповідних ярусів (рис. 2). Винятком є окремі яруси, більшість представників яких – інтенсивні накопичувачі цього радіонукліду, що обумовлює у чотири-п'ять разів більшу частку в утриманні  $^{137}\text{Cs}$  цими ярусами порівняно з їх часткою у формуванні загальної фітомаси ценозу. Наприклад, у вологому борі таким є лишайниковий ярус, представлений у згаданих лісорослинних умовах лише епіфітним під'ярусом на стовбурах сосни: його частка у створенні фітомаси ценозу становить 0,02%, а в утриманні запасу радіонукліду від фітоценозу загалом – 0,1%. Таким чином (див. рис. 2), останній показник удвічі перевищив частку підросту в утриманні сумарної активності фітоценозу, незважаючи на більшу фітомасу, ніж у лишайникового ярусу.

Беручи до уваги наведені дослідниками [5, 6] дані про сучасні тенденції перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами лісових екосистем, правомірно констатувати, що у подальшому частка цього радіонукліду, що утримується ґрунтом, поступово збільшуватиметься, а частка, що утримується компонентами фітоценозу, меншуватиметься.

При цьому швидкість самоочищення ярусів фітоценозу від радіоактивного забруднення буде відрізнятися за таксономічними групами фітоценозу, насамперед у судинних рослин з кореневим надходженням радіонукліду до фітомаси та мохів і лишайників – з позакореневим надходженням.

## ВИСНОВКИ

В усіх проаналізованих типах лісорослинних умов найбільшу величину середньозваженої питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  визначено у нижніх ярусах фітоценозу – трав'яно-чагарничковому, моховому та лишайниковому. У компонентах соснового дере-

востану в усіх типах лісорослинних умов вміст  $^{137}\text{Cs}$  був максимальним у фізіологічно найактивніших тканинах і органах дерева – корі внутрішній з лубом і однорічних пагонах, а мінімальним – у деревині.

У ґрунтах, незалежно від лісорослинних умов, виявлено загальні закономірності: експоненційне зменшення з глибиною питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та його сумарної активності; більшу відносну частку запасу радіонукліду, що мігрувала до мінеральної частини ґрунту, і меншу, що утримується лісовою підстилкою.

Частка ґрунту в утриманні валового запасу радіонукліду від такої частки екосистеми загалом становила: 78,97% – у свіжому борі; 89,29% – у вологому борі та 75,32% – у вологому субборі, а частка фітоценозу – 21,03%, 13,71% та 24,68% відповідно.

Загальні закономірності розподілу валового запасу  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами лісових біогеоценозів та у межах кожного фітоценозу відповідають розподілу їх мас.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Булавик І. М.** Миграція  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах / И. М. Булавик, А. Н. Переволоцкий // Лес и Чернобыль. – Минск: МНПП «Стенер», 1994. – С. 7 – 42.
- Булко Н. И.** Особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  ярусами берёзового насаждения в условиях различной обводнённости гидроморфных почв / Н. И. Булко // Сб. науч. тр. Ин-та леса НАНБ. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2006. – Вып. 66. – С. 73 – 81.
- Краснов В. П.** Распределение активности  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах лесного биогеоценоза влажной субори Украинского Полесья / В. П. Краснов, В. Н. Турко, А. А. Орлов, Е. З. Короткова // Лесная наука на рубеже XXI века. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1997. – С. 405 – 407.
- Краснов В. П.** Радиоекология лесів Полісся України / В. П. Краснов – Житомир: Волинь, 1998. – 112 с.
- Орлов О. О.** Закономірності розподілу  $^{137}\text{Cs}$  в екосистемі дубового лісу у вологому сугруді Центрального Полісся України / О. О. Орлов // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2008. – Вип. 112. – С. 188 – 194.
- Переволоцкий А. Н.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – 256 с.
- Щеглов А. И.** Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А. И. Щеглов – М.: Наука, 1999. – 268 с.
- Bunzl K.** Interception and retention of Chernobyl-derived  $\text{Cs-}^{134}$ ,  $^{137}$  and  $\text{Ru-}^{106}$  in spruce stand / K. Bunzl, A. Schimmack, K. Kreutzer, R. Schierl // Sci. Total Environ. – 1989. – Vol. 78. – P. 77 – 87.
- McGee E. J.** Chernobyl fallout in a Swedish forest ecosystem / E. J. McGee, H. J. Synott, K. J. Johanson, B. H. Fawaris, S. P. Nielsen et al. // J. Environ. Radioactivity. – 2000. – Vol. 48. – P. 59 – 78.
- Strandberg M.** Radiocesium in a Danish pine forest ecosystem / M. Strandberg // Sci. Total Environ. – 1994. – Vol. 157. – Special issue. Forests and radioactivity. – A collection of papers presented at the Seminar on the Dynamic Behaviour of Radionuclides in Forests (Stockholm, Sweden, 18 – 22 May, 1992) / Eds. G. Desmet, A. Janssens, J. Melin. – P. 125 – 132.

CONTEMPORARY DISTRIBUTION  
OF RADIONUCLIDES IN FOREST ECOSYSTEMS  
OF POLISSYA OF UKRAINE

V. P. KRASNOV, Dr. habil, O. O. ORLOV, PhD,  
T. V. KURBET, PhD  
Polissya branch of URIFFM

Data on  $^{137}\text{Cs}$  distribution in the components of forest ecosystems on the example of pine stands in different forest site conditions – fresh and wet bors and wet subors – are presented. Obtained data can be used for forest rehabilitation after radioactive contamination.

**Key words:** forest stands, radionuclides, forest ecosystems, radioactive contamination, forest site conditions.

СОВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ  
РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ  
ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

В. П. КРАСНОВ., д-р с.-х. наук, А. А. ОРЛОВ,  
канд. биол. наук, Т. В. КУРБЕТ, канд. с.-х. наук  
Полесский филиал УкрНИИЛХА

В статье представлены материалы относительно распределения  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах лесных экосистем на примере сосновых насаждений в разных типах лесорастительных условий – свежих и влажных борах, влажных суборах. Полученные данные можно использовать при реабилитации лесов после радиоактивного загрязнения.

**Ключевые слова:** лесные насаждения, радионуклиды, лесные экосистемы, радиоактивное загрязнение, тип лесорастительных условий.

УДК 630\*425

## ИЗМЕНЕНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ОСАДКОВ ПОД ПОЛОГОМ СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ

А. А. МАРТЫНЮК, д-р с.-х. наук,  
Е. В. ДОРНИЧЕВА,  
Т. В. РЫКОВА,  
Всероссийский научно-исследовательский  
институт лесоводства и механизации лесного  
хозяйства (ВНИИЛМ), Россия

*Рассматриваются закономерности изменения химического состава природных осадков в сосновых экосистемах, подверженных техногенному воздействию. Максимальные концентрации загрязнителей отмечаются в пробах у стволов деревьев, что формирует наиболее высокие техногенные нагрузки выпадающих веществ на нижние ярусы фитоценоза и лесную почву в пристволевой и подкороновой частях насаждения.*

**Ключевые слова:** загрязнение среды, лесные экосистемы, природные осадки, химический состав, сосновые насаждения, стволовой сток.

Атмосферные осадки играют важную роль в жизнедеятельности лесных экосистем, обеспечивая дополнительное поступление в почву питательных веществ. Насаждения способны не только перераспределять объемы выпадающих осадков, но и изменять их химический состав [1, 5], что особенно важно учитывать при загрязнении среды техногенными выбросами. Знание закономерностей изменения химического состава природных осадков позволяет глубже понять взаимодействие компонентов лесной экосистемы в условиях техногенеза, совершенствовать систему

оценивания уровня их загрязнения и средоохранной роли лесов в неблагоприятной экологической ситуации.

В этой работе изложены основные результаты исследований трансформации химического состава твердых и жидких осадков под древесным пологом сосновых насаждений, подверженных воздействию промышленных выбросов предприятий химической, нефтехимической и строительной промышленности. Исследования проводились в сосняках II и IV классов возраста на пробных площадях в зеленомошно-лишайниковых, зеленомошниковых ( $A_2$ ) и сложных ( $B_2$ ) типах леса, расположенных на разном удалении от источников промышленного загрязнения.

Изучение закономерностей пространственного загрязнения снега проводили по смешанным пробам (из 20 – 25 индивидуальных), отобранным снегомером на всю глубину покрова в период наибольшего снегонакопления. Для оценивания изменения химического состава снега его пробы отбирали с пятикратной повторностью у стволов деревьев, под их кронами и в межкороновом пространстве (окнах). Дождевые осадки собирали в пластиковые или стеклянные осадкоприемники, которые устанавливали у стволов деревьев сосны (сбор осуществляли с помощью полиэтиленовых поясов, врезанных в кору), под кронами и в межкороновых пространствах. Количество осадкоприемников в каждом варианте эксперимента колебалось от 3 до 10 единиц, что связывалось с изменчивостью химического состава осадков, а также необходимостью обеспечения минимального количества воды для химанализов. Определение загрязняющих веществ в