

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет лісового господарства та екології

Кафедра біології та захисту лісу

Кваліфікаційна робота

на правах рукопису

**ДЖИНЧАРАДЗЕ ЕДУАРД ГЕННАДІЙОВИЧ**

УДК 630\*28:504.054

**КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

**«Сучасний стан недеревної продукції лісу на радіоактивно  
забруднених землях ДП «Народицьке СЛГ»**

Галузь знань 20 Аграрні науки та продовольство

Спеціальність 205 Лісове господарство

Подається на здобуття освітнього ступеня «Магістр»

Кваліфікаційна робота містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело \_\_\_\_\_ Джинчарадзе Е.Г.

**Керівник роботи**

Пазич Віктор Миколайович,

кандидат сільськогосподарських наук,

доцент кафедри біології та захисту

лісу

Житомир – 2021

## Висновок кафедри біології та захисту лісу

---

---

---

---

---

за результатами попереднього захисту: \_\_\_\_\_

Протокол засідання кафедри № \_\_\_\_\_ від «\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2021 р.

Завідувач кафедри,

Доктор біологічних наук, професор \_\_\_\_\_ О. П. Житова

«\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2021 р.

Результати захисту кваліфікаційної роботи

Здобувач вищої освіти Джинчарадзе Едуард Геннадійович захистив кваліфікаційну роботу з оцінкою:

Сума балів за 100-бальною шкалою \_\_\_\_\_

за шкалою ECTS \_\_\_\_\_

за національною шкалою \_\_\_\_\_

Секретар ЕК \_\_\_\_\_ Н.М. Білецька

## АНОТАЦІЯ

**Динчарадзе Е.Г. «Сучасний стан недеревної продукції лісу на радіоактивно забруднених землях ДП «Народицьке СЛГ» – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.**

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 205 Лісове господарство. – Поліський національний університет, Житомир, 2020.

У кваліфікаційній роботі узагальнений моніторинг шляхів міграції довгоживучих радіонуклідів у лісових екосистемах.

Висвітлено сучасну складову відносно особливостей забруднення недеревної продукції лісу та встановлено особливості радіоактивного забруднення ґрунту у лісових екосистемах. Відповідно підібраним методикам визначена програма досліджень, предмет та об'єкт.

Висвітлено узагальнена характеристика забруднення  $^{137}\text{Cs}$  лісових екосистем та накопичення найбільш живучих радіонуклідів у лісових ягодах в залежності від умов зростання.

**Ключові слова:** недеревна продукція лісу, побічне користування лісом, продуктивність, клас бонітету, радіонукліди,  $^{137}\text{Cs}$ , забруднення, Кбк/м<sup>2</sup>, Бк/кг, Кі/км<sup>2</sup>, коефіцієнт накопичення, коефіцієнт переходу, лісові ягоди.

## ANNOTATION

**Dzhyncharadze E. G. «Current state of non-wood forest products on radioactively contaminated lands of SE" Narodytske SLG» – Qualification work on the rights of the manuscript.**

Qualification work for a master's degree in 205 Forestry. – Polissya National University, Zhytomyr, 2021.

The qualification work summarizes the monitoring of migration routes of long-lived radionuclides in forest ecosystems.

The modern component concerning the peculiarities of pollution of non-wood forest products is highlighted and the peculiarities of radioactive soil contamination in forest ecosystems are established. According to the selected methods, the research program, subject and object are determined.

The generalized characteristics of  $^{137}\text{Cs}$  pollution of forest ecosystems and accumulation of the most viable radionuclides in wild berries depending on growing conditions are highlighted.

**Key words:** non-wood forest products, forest by-products, productivity, quality class, radionuclides,  $^{137}\text{Cs}$ , pollution, kBq/m<sup>2</sup>, Bq/kg, Ki/km<sup>2</sup>, accumulation coefficient, transition coefficient, wild berries.

## ЗМІСТ

<b>ВСТУП</b> .....	5
<b>РОЗДІЛ 1. СТИСЛА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ТА ПРИРОДНИХ УМОВ ДП «НАРОДИЦЬКЕ СЛГ»</b> .....	7
1.1. Місцезнаходження та площа господарства.....	7
1.2. Лісорослинне районування та клімат .....	9
1.3. Рельєф та ґрунти.....	10
1.4. Гідрографія та гідрологічні умови.....	11
<b>РОЗДІЛ 2. ВЕДЕННЯ ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ</b> .....	12
2.1. Особливості забруднення лісу.....	13
2.2. Радіоактивне забруднення ґрунту у лісових екосистемах.....	16
<b>РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ, МЕТОДИ ТА РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b> .....	22
3.1. Характеристика об'єктів досліджень.....	22
3.2. Підготовка проб для проведення досліджень .....	23
3.3. Накопичення радіонуклідів лісовими ягодами.....	23
<b>ВИСНОВКИ</b> .....	34
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ</b> .....	35
<b>ДОДАТКИ</b> .....	40

## ВСТУП

Лісові масиви – це важливі та найефективніші засоби у підтримці природного балансу у біосфері, вони є незамінними факторами в культурному та соціальному напрямку мільйонами людей як місце відпочинку та оздоровлення туризму. Поряд із цим, ліс – це джерело отримання деревної продукції для використання у різних галузях промислового використання.

Тому безцінні лісові багатства слід використовувати раціонально, щоб зберегти їх для блага нинішнього та прийдешнього покоління.

Проблема охорони і раціонального використання та відновлення лісових багатств України в умовах прискореного науково-технічного прогресу вимагає ретельного вивчення сучасного стану лісів, їх продуктивності та біологічної стійкості, лісовідновних процесів, водоохоронно-захисної ролі лісів, тенденцій лісокористування тощо.

В цих умовах природною вимогою самого життя став процес інтенсивного розвитку науки про ліс та лісове господарство, зростання та розширення міжнародних зв'язків, пов'язаних з питанням побічного користування у лісовому господарстві, міжнародного співробітництва з метою спільного пошуку шляхів раціонального користування лісами, турботливої охорони їх та ефективного відтворення недеревної продукції лісу.

У забруднених радіонуклідами лісових масивах радіоактивний стан має тенденцію до повільної зміни в бік покращення. Ліси досить міцно утримують радіонукліди, основними серед них є довгоживучі  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , адже проведення дезактивації лісових насаджень на великих площах із використанням існуючих методів майже неможлива, тому, протягом довгого проміжку часу ведення лісового господарства на цих територіях будуть мати ряд заборон, а збирання та використання недеревної продукції лісу – проблемними.

В ході розробки наукових основ використання продукції лісового господарства слід враховувати розміри ураженої аварійними викидами

території, адже при цьому спостерігаються різноманітні фізико-хімічні форми випадань радіонуклідів; варіабельність видового складу деревних порід та інших побічних рослинних і тваринних видів; відмінності у кліматичних, гідрологічних і ґрунтових умовах.

Низку важливих проблемних питань було вирішено лише фрагментарно, що не дозволить в повній мірі використовувати недеревну продукцію зібрану на радіоактивнозабруднених територіях та проводити будь-які лісогосподарські роботи в лісових масивах що зазнали радіоактивного забруднення.

Тому слід звернути увагу на використання недеревної продукції лісового походження, а також організацію ведення побічних користувань у лісовому господарстві в умовах радіоактивного забруднення в умовах ДП «Народицьке СЛГ».

**Мета роботи:** провести моніторинг рівня забруднення дикорослих ягідних видів  $^{137}\text{Cs}$  в умовах ДП «Народицьке СЛГ».

Для досягнення поставленої мети були вирішувались такі завдання:

- визначення пробних площ із ягідниками;
- вивчення особливостей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах;
- встановлення особливостей та динаміки питомої активності в надземній фітомасі рослин накопичення радіонуклідів ягідними видами;
- вивчення шляхів переходу радіонуклідів у фітомасу рослин.

**Об'єктом досліджень:** закономірності забруднення лісових ягід  $^{137}\text{Cs}$  в залежності від їх виду та умов зростання.

**Предметом досліджень:** питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в лісових ягодах в умовах ДП «Народицьке СЛГ».

**Методи досліджень:** збір, статистичний і логічний аналіз інформаційних матеріалів, методи таксаційно-лісівничі, загальноботанічні.

### **Практичне значення одержаних результатів.**

В ході виконання кваліфікаційної роботи вдалось встановити основні шляхи міграції радіонуклідів антропогенно-порушених лісових екосистемах, висвітлено, інтенсивність переходу радіонуклідів з ґрунту в надземну фітомасу дикорослих ягід та встановлено, що на це мають вплив не лише умови місцезростання, але й видовий склад. Результати кваліфікаційної роботи можуть бути корисними для підприємств та населення, які ведуть свою господарську діяльність в умовах радіокативного забруднення.

### **Перелік публікацій автора за темою дослідження:**

1. Джинчарадзе Е.Г. Процеси міграції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в деревину в ДП «Народицьке СЛГ» / Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво: мат. міжнар. наук.-практ. конф., 21 жовтня 2021 р. – Біла Церква: БНАУ, 2021. – С. 27 – 28.

2. Джинчарадзе Е.Г. Накопичення радіонуклідів лісовими ягодами / Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: мат. Міжнар. наук.-практ. конф., 16-17 вересня 2021 р. – Біла Церква: БНАУ, 2021. – С. 105 – 106.

3. Джинчарадзе Е.Г. Особливості накопичення радіонуклідів *Vaccinium oxycoccos* в лісоболотних умовах місцезростання: мат. Всеукр. наук.-практ. конф. Перспективи розвитку лісового і садово-паркового господарства, 25 листопада 2021 р. – Умань: Уманський національний університет садівництва, 2021. – С. 22 – 23.

**Структура роботи.** Робота виконана на 41 сторінках, містить 10 таблиць, 4 рисунки та 2 додатки, список використаної літератури містить 43 джерела.

# РОЗДІЛ 1. СТИСЛА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ТА ПРИРОДНИХ УМОВ ДП «НАРОДИЦЬКЕ СЛГ»

## 1.1. Місцезнаходження та площа господарства

ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» розміщене на північному-сході Житомирської області на території Народицької територіальної громади.

Лісовий фонд являє собою лісові дачі та окремі урочища, серед яких розташовані населені пункти.

Територія господарства простягається з півночі на південь на 54 км, з заходу на схід на 20 км. Загальна площа господарства 20112 га.

До складу господарства входять квартали лісництв ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство», (додаток 1) рівень забруднення радіонуклідами в яких не перевищує 10 Ки/км<sup>2</sup>, а саме Радчанського площею – 3158 га, Давидківського площею – 4479 га, Заліського площею – 4861 га, Базарського площею – 2918 га, і квартали Закусилівського лісництва площею 4696 га.

*Таблиця 1.1.*

### Розподіл площі господарства за землекористувачами

№ з/п	Назви лісництв	Загальна площа, га	В тому числі, за адміністративними устроєм	Місцезнаходження
1	Радчанське	8675,40	Коростенський район, Народицька територіальна громада	с. Радча
2	Давидківське	7207,03		с. Грезля
3	Заліське	9817,10		с. Залісся
4	Базарське	11473,50		с. Базар
5	Закусилівське	7231,40		с. Закусили
6	Народицьке	8642,20		смт. Народичі
7	Кліщівське	12666,10		с. Базар
<b>Разом</b>		<b>63315</b>		



**Розподіл площі господарства за рівнем забруднення ґрунту  
радіонуклідами**

Назви лісництв	Рівень забруднення радіонуклідами				
	До 1,0 Кі/км <sup>2</sup>	1,1-2,0 Кі/км <sup>2</sup>	2,1-5,0 Кі/км <sup>2</sup>	5,1-7,0 Кі/км <sup>2</sup>	7,1-10,0 Кі/км <sup>2</sup>
Радчанське		кв. 97	кв. 63, 73, 79, 81, 84, 88-95, 98- 102, 104- 107	кв. 55, 60, 64,65, 67- 69, 72, 74, 75, 78, 82, 83, 86, 103	кв. 54, 76, 77, 80, 85
Давидківське	кв. 2,8, 10-12,18, 22, 36, 42, 52, 63	кв. 3-7, 9, 17, 19, 21, 23, 24, 37- 39, 41, 44, 49-51, 53, 55, 64-66	кв. 1, 13- 16, 20, 40, 43, 45-47, 58-62, 67- 87		кв. 54
Заліське		кв. 26	кв. 1, 3-7, 11, 17-20, 22, 23, 25, 29, 33-38, 40, 42, 45, 54	кв. 2, 8, 12, 14-16, 21, 27, 28, 30-32, 39, 41, 43, 46- 48	кв. 9, 10, 13, 24, 44
Базарське	кв. 151	кв. 92, 94, 131-136, 139-145, 154, 158- 163	кв. 42, 56, 58-63, 65, 66, 77, 87, 95, 96, 124-130, 137, 138, 147-150, 152	кв. 38-40, 51, 53-55, 88	кв. 16, 17, 29, 30, 44- 46, 57, 69, 85, 86, 91, 118-123, 146
Закусилівське			кв. 5-130		

## 1.2. Лісорослинне районування та клімат

Територія господарства ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» розташована в зоні Центрального Полісся.

Згідно рослинним умовам територія господарства належить до зони змішаних хвойно-листяних лісів, а згідно лісогосподарського районування – до зони Полісся України.

Район характеризується помірно-континентальним типом клімату із

теплим літом із достатньою кількістю опадів та відносно м'якою зимою Клімат району помірно-континентальний.

Так, середньорічна температура повітря  $+6,4^{\circ}\text{C}$ , абсолютний річний максимум припадає на липень і досягає  $+36,5^{\circ}\text{C}$ , абсолютний річний мінімум складає  $-36,0^{\circ}\text{C}$  в січні. Кількість опадів за рік становить 546 мм.

- Тривалість вегетаційного періоду, в середньому, становить 198 днів.
- Середня дата першого осіннього заморозку – 20 вересня.
- Середня дата останнього весняного заморозку – 25 травня.
- Середня дата замерзання рік – 12 грудня.
- Кількість днів із сніговим покривом – 90.
- Висота снігового покриву складає до 20 см.
- Час появи снігового покриву – 18 грудня.
- Час зникнення снігового покриву – 20 березня.
- Глибина промерзання ґрунту – 35 см.

Переважаючими вітрами є зимою та весною – західні і південно-західні; літом – північні, північно-західні, південні, південно-західні; восени – південні, південно-західні, північно-західні.

### **1.3. Рельєф та ґрунти**

Рельєф території розміщення являє собою рівнину з невеликими підвищеннями в межах Словичансько-Овруцького кряжу складової Українського кристалічного щита на якому проявляється лес та лесовий суглинок суцільним покривом завтовшки 1,5 – 25 м.

Механічний склад ґрунту представлений піщанистими легкими суглинками, що мають досить високу вологопроникність із низькою вологоємністю та водопіднімальною силою.

Найбільш розповсюджений дерново-підзолистий тип ґрунту. В заплавах рік та на низовині зустрічаються тоф'яно-підзолисті і торф'яно-глейові.

За типом вологості переважну більшість ґрунтів складає категорія свіжих Процес ерозії в межах господарства не спостерігався.

#### **1.4. Гідрографія та гідрологічні умови**

В районі розміщення господарства існує ціла мережа рік, ставків, струмків, гідромеліоративних каналів. Основними водоймами є: річка Уж з її притоками Жерев, Грезля, Звіздаль.

Річка Уж має покручене русло (коефіцієнт покручення – 1,5), слабо дреновану заплаву з фрагментами боліт.

Дрібні притоки річок Уж, Жерев, Грезля, Звіздаль, Каменка, Ослив які беруть свій початок в районі розташування господарства мають атмосферно-грунтове живлення і є типовими Поліськими водотоками.

Озер на території господарства немає.

Заболоченість території господарства порівняно невелика як для Полісся.

Гідромеліоративні роботи на території господарства не проводились. Єдиним джерелом надходження вологи до ґрунту є атмосферні опади.

Ґрунтові води залягають в середньому на глибині 0,5-5 м.

Загалом, гідрологічні умови можуть істотно впливати на умови зростання як основних культур так і видів рижчих ярусів, в тому числі і ягідників.

## РОЗДІЛ 2.

### ВЕДЕННЯ ЛІСОВОГО ГОСПОДАРСТВА В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

В Україні ліси займають близько 9,9 млн. гектарів і відіграють надзвичайно велику роль в житті людей. Завдяки своїм властивостям ліси виконують різноманітні водоохоронні, ґрунтозахисні, водорегулюючі, санітарно-гігієнічні та ряд інших корисних природоохоронних функцій. В значній мірі це підтвердилося і в період аварії на Чорнобильській АЕС: ліси виконали свою екологічну роль і захистили певні території і населення від ще більшого радіоактивного забруднення. У лісових насадженнях сконцентрувалася значна кількість радіоактивних елементів, що, в свою чергу, спонукало змінювати методи ведення лісового господарства на цих територіях.

Радіаційна ситуація в лісах забрудненої зони визначається двома основними чинниками:

- вмістом радіонуклідів у лісових екосистемах, зокрема в ґрунті;
- ступенем радіоактивного забруднення рослинних та тваринних об'єктів.

Це викликає необхідність певних регламентуючих та організаційних заходів, які б забезпечили радіаційну безпеку працівників лісу та отримання лісової продукції за вмістом радіонуклідів, зокрема цезію-137 і стронцію-90, в межах допустимих рівнів ДР-97.

Згідно із законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» продукція, яка вироблена (заготовлена) в зоні посиленого радіоактивного контролю, де щільність забруднення ґрунту радіоізотопами становить – цезію-137 1,0 – 5,0 Кі/км<sup>2</sup> або стронцію-90 0,02 – 0,15 Кі/км<sup>2</sup>, в зоні гарантованого добровільного відселення зі щільністю забруднення ґрунту радіонуклідами <sup>137</sup>Cs 5,0 – 15,0 Кі/км<sup>2</sup>, а <sup>90</sup>Sr- – 0,15 – 3,0 Кі/км<sup>2</sup>, підлягає радіаційному контролю з видачею відповідного сертифіката. Що стосується населення, яке проживає і працює на забруднених територіях, то існуючі нормативи допускають опромінення людини дозою, що не перевищує 0,10 бер протягом року [2].

## 2.1. Особливості забруднення лісу

За роки, що минули після Чорнобильської катастрофи, неодноразово проводились роботи з радіаційного обстеження лісів України. Виконана велика кількість вимірювань потужності експозиційної дози гамма-випромінювання і спектрометричних аналізів зразків ґрунту. Встановлено, що  $^{137}\text{Cs}$  є одним із найбільш представлених радіонуклідом що забруднює лісові екосистеми в Українію [3], він становить понад 90% загальної активності всіх радіонуклідів. Проведені дослідження в лісових насадженнях на радіоактивне забруднення дали можливість отримати картографічний матеріал щодо знаходження найбільш поширених радіонуклідів на лісових землях [3]. Одержані матеріали щодо радіоактивного забруднення лісових ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  становлять основу для прийняття конкретних рішень. Найбільша кількість максимально забруднених площ (без урахування 30-кілометрової зони) знаходиться на території Житомирщини. З них на 32,4 тис.га існує заборона на будь-яку господарську діяльність, та майже на 68 тис.га впроваджено проведення обов'язкового радіологічного контролю за всіма типами лісгосподарської продукції, в тому числі і недеревної.

Інтенсивно забруднені радіонуклідами площі є і в держлісгоспах Київської області – Поліському районі – 6,6 тис.га (найвища щільність радіоактивного забруднення –  $239,0 \text{ Ки/км}^2$ ) і Богуславському – 0,7 тис.га (максимальна величина щільності –  $19,9 \text{ Ки/км}^2$ ). Значно менше таких площ у Чернігівській області – 63 га. Найбільша величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту тут знаходиться у Добрянському ( $18,0 \text{ Ки/км}^2$ ), Корюківському ( $14,7 \text{ Ки/км}^2$ ) та Чернігівському ( $14,5 \text{ Ки/км}^2$ ) держлісгоспах. У господарствах інших областей площ із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту під лісом понад  $15 \text{ Ки/км}^2$  не виявлено. Проте, існують площі із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту від 5 до  $15 \text{ Ки/км}^2$ . Так, у Рівненській області такі площі становлять 11,0 тис.га, значно менше їх у Черкаській (0,64 тис.га) та Вінницькій (0,5 тис.га) областях.

Таким чином, на 38,6% площ у 18 областях України щільність радіоактивного забруднення ґрунту під лісом складає в середньому понад 1 Кі/км<sup>2</sup>. Значно більше таких земель в Житомирській (60,1%), Рівненській (56,3%), Київській без 30-км зони (52,2), Волинській (23,6%) та Чернігівській (21,4%) областях. Узагальнені матеріали радіоактивного забруднення лісів свідчать, що за межами зони відчуження ЧАЕС існують площі лісів, на яких заборонена господарська діяльність на 40,8 тис.га, на площі близько 102 тис.га діє регламентація із використання деревної продукції та 1190 тис.га – продукції з побічних користувань.

Однак, не дивлячись на проведення широкомасштабних робіт з обстеження лісів і наявність картосхем поквартального забруднення радіонуклідами лісових ландшафтів, справжня картина не завжди є достовірною. Основною причиною тому є значна його мозаїчність.

Неоднорідність радіоактивного забруднення лісових площ можна прослідкувати на прикладі Житомирської області (додаток 2). У держлісгоспах, що розташовані у південній частині області, щільність радіоактивного забруднення, на переважній більшості не перевищує 1,0 Кі/км<sup>2</sup>. Зовсім протилежна картина характерна для насаджень північних держлісгоспів області, зокрема колишнього Народицького, Овруцького, Лугинського (табл. 2.1.). Названі господарства є найбільш радіоактивно забрудненими в області, і тут зустрічаються практично всі зони. Території із щільністю радіоактивного забруднення понад 5,0 Кі/км<sup>2</sup> складають в цих держлісгоспах відповідно 63, 62 і 30% загальної площі.

**Площі державних лісгосподарських підприємств  
Житомирської області за щільністю радіоактивного  
забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs (Кі/км<sup>2</sup>)**

Державні ЛГ/СЛГ	Загальна площа забруднення, га								
	0 - 1,0	1,1 - 2,0	2,1 - 5,0	5,1-10,0	10,1 - 15,0	15,1 - 30,0	30,1-40,0	40,1-80,0	Більше 80
Баранівське	44048	79							
Білокоровицьке	12906	25490	18335	1498	388				
Бердичівське	31973								
Ємільчинське	11257	28540	11168						
Коростенське	4119	10828	8840	3287	49				
Коростишівське	44125								
Лугинське	197	8382	13464	5771	1073	1859	284		
Малинське	12261	13743	3735						
Народицьке	826	3452	11046	7891	3401	7012	3210	4120	545
Нов.-Волинське	45296	15516	5154	664					
Овруцьке	112	3914	23889	22681	9868	12014	1539	638	
Олевське	9285	30294	19399	2304					
Радомишльське	26772								
Словечанське	6267	31591	30935	5401	640	587	129		

Результати досліджень, проведених у межах одного таксаційного кварталу, свідчать про значну варіабельність рівнів радіоактивного забруднення територій. Наприклад, у кварталі 50 Повчанського лісництва Лугинського держлісгоспу було виявлено п'ять зон радіоактивного забруднення, тоді як увесь квартал за картографічними матеріалами відноситься до зони 15,0 – 30,0.

## **2.2. Радіоактивне забруднення ґрунту у лісових екосистемах**

Лісові екосистеми, у рослинному покриві яких переважає деревна рослинність, в Україні складають 13,9 % від усієї території. До їх складу

входить більш 200 видів дерев і чагарників та багато видів лісових звірів і птахів. До 40 відсотків усіх лісів держави сконцентровано в Українському Поліссі, яке найбільше постраждало внаслідок Чорнобильської катастрофи. Ряд дослідників, серед яких О.І. Фурдичко, В.П. Краснов, Ю.В. Хомутінін вважають [27,29], що щільність радіоактивного забруднення ґрунтів у лісових екосистемах у 2 – 3 рази вища в порівнянні із відкритими територіями. Внаслідок Чорнобильської аварії верхнім ярусом деревних рослин було затримано біля 90 % радіоактивних речовин, через рік всі вони перемістилися в ґрунтовий покрив. Таким чином, ліси виконали функцію своєрідних фільтрів-накопичувачів радіонуклідів, це призвело до накопичення лісовими насадженнями великої кількості радіонуклідів, а ґрунт проявив себе як основна ланка ланцюгу міграції довгоживучих радіонуклідів до організму людей різними трофічними ланцюгами: дикорослі їстівні рослини, продукти тваринного походження, гриби, ґрунтові води. Радіонукліди, що акумулювалися ґрунтом, перебувають у ньому в різних формах і мають різну рухливість, поведінку та доступність для біоти.

Зокрема, водорозчинні форми радіонуклідів досить вільно переходять з ґрунту у воду і злегкістю переходять в рослини, гриби, мікроорганізми. Обмінні форми – це радіонукліди, які можуть бути вилучені з ґрунту однонормальним розчином ацетату амонію. Такі радіонукліди частково засвоюються живими організмами. Неміцна форма – це такі радіонукліди, які можна вилучити з ґрунту шестинормальною соляною кислотою після вимивання обмінної форми. Існує також міцно-фіксована форма – це радіонукліди, що залишаються у ґрунті після його обробки соляною кислотою.

Різні типи ґрунтів поглинають радіонукліди з неоднаковою інтенсивністю. З наведених у (таблиці 2.2.) даних видно, що у дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах сорбується менше радіонуклідів, ніж у чорноземах і дерново-підзолистих суглинистого механічного складу. Це залежить від різних факторів, але в основному від наявності в ґрунті високодисперсних часток [6].



**Сорбція радіонуклідів у різних ґрунтах, %**

Радіонукліди	Дерново-підзолисті ґрунти		Чорноземи
	супіщані	суглинисті	
Стронцій-90	66	92	96
Цезій-137	98	99	99
Рубідій-106	49	65	61
Кобальт-60	94	97	98

Поведінка конкретних радіоактивних елементів у ґрунті значною мірою залежить від наявності в середовищі їх хімічних аналогів, тобто елементів, схожих на радіонукліди у хімічному відношенні. Як відомо, аналогом стронцію являється кальцій, а калій замінює цезій. Стронцій і кальцій сорбуються ґрунтом з розчину майже з однаковою інтенсивністю, тому їх співвідношення у розчині і ґрунті досить близькі. Для цезію – калію ці співвідношення різняться, оскільки цезій сорбується з розчину твердою фазою ґрунту значно швидше, ніж його аналог – калій. Враховуючи ці залежності, для зниження інтенсивності надходження радіонуклідів у культурні рослини застосовують внесення у ґрунт їх хімічних аналогів. Повнота поглинання радіонуклідів ґрунтом, а значить зменшення їх переходу у рослини, в значній мірі залежить від його мінерального та гранулометричного складу. В основі сорбційної здатності ґрунту, крім інших факторів, лежить наявність в ньому мулистій фракції та окремих глинистих мінералів. Найбільшу поглинальну здатність мають мінерали монтморилонітової групи. Мінералам цієї групи характерне заміщення одних іонів іншими. При такому заміненні радіонукліди входять до складу кристалічної решітки монтморилоніту і стають менш доступними для рослин, особливо цезій-137 [21].

У порядку зменшення сорбційної здатності щодо радіонуклідів глинисті мінерали розміщують у такий ряд: монтморилоніт – гідроліта – слюда – каолін. Важливе значення в поглинанні радіонуклідів ґрунтом має наявність в ньому пилу і мулу, які належать до високодисперсних частинок. Тому дерново-підзолисті ґрунти, які переважають у лісових екосистемах Полісся України і містять невелику кількість глинистих мінералів і мулу, характеризуються

значно меншою фіксацією (сорбцією) радіонуклідів, ніж більш важкі ґрунти, наприклад чорноземи.

Відповідно перехід радіоактивних елементів у рослини нижчий на чорноземах, ніж на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо піщаного та супіщаного механічного складу. Крім того, висока інтенсивність надходження радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90 у рослини, зокрема в деревні, на дерново-підзолистих ґрунтах пояснюється тим, що ці ґрунти характеризуються підвищеною і високою кислотністю, що сприяє зростанню частки водорозчинних і обмінних форм радіоактивних елементів, зниженню їх фіксації ґрунтом і підвищенню поглинання рослинами. Звідси, внесення високих доз карбонатів кальцію, калію і натрію у кислі дерново-підзолисті ґрунти зумовлює зниження інтенсивності надходження радіонуклідів у рослини.

Рухливість радіонуклідів змінюється також від того, в розчинній чи нерозчинній формах перебувають новоутворені органічні речовини. Але найчастіше збільшення вмісту гумусу в ґрунті зумовлює зниження інтенсивності поглинання радіонуклідів рослинами. Так, у ґрунтах лісових екосистем спостерігається накопичення та утримання радіонуклідів у розкладеній частині лісової підстилки і у верхньому шарі гумусово-елювіального шару.

В темпах вертикального перерозподілу радіоактивних елементів у екосистемі лісу є істотна різниця від прерозподілу їх на угіддях сільськогосподарського призначення. У лісових екосистемах після переміщення основної кількості радіонуклідів із у лісову підстилку прослідковується досить повільне їх переміщення в нижні шари ґрунту. Так, після аварії на ЧАЕС основна кількість радіонуклідів надійшла в ґрунт 1986 року в насадженнях листяних порід, а у 1988 році – хвойних. Однак, навіть у 1992 р. відзначалася ще значна питома активність цезію-137 у лісовій підстилці.

Результати досліджень Прохорова В.М., Павлоцької Ф.І, Краснова В.П. та ряду інших показали, що величина питомої активності цезію-137 у розкладеній частині лісової підстилки майже в 4 рази більша, ніж у мінеральній ґрунту (табл. 2.3).

**Питома активність та вміст радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$   
у різних частинах ґрунтового покритву**

Шар лісової підстилки (опаду)	Питома активність цезію-137, Бк/кг	Маса, кг	
		Маса зразка	Маса, кг/га
свіжа	3599	0,012	1555
розкладена	45121	0,119	14513
Двохсантиметровий шар мінеральної частини ґрунту	10767	0,932	186400

Але при цьому слід зазначити, що маса (на 1 га) двохсантиметрового шару мінеральної частини ґрунту на 1 га у 7,7 рази більша, ніж маса розкладеної частини лісової підстилки, чим і пояснюється факт більшої сумарної активності мінеральної частини ґрунту [7,9].

В самому ґрунті радіонукліди мігрують завдяки дії різних механізмів, це, зокрема, конвективне переміщення, дифузія та перенесення ґрунтовими тваринами. Перенесення радіонуклідів рідиною та парою, що рухаються у ґрунті, в цілому незначне. Коли радіоактивні елементи перебувають в ґрунті у водорозчинній чи обмінній формах, має місце дифузійне їх переміщення. Процес переміщення радіонуклідів ґрунтовими тваринами (лісові миші, кроти, черв'яки та інші) може переважати у багатих типах лісу і значно зменшується при наявності у складі деревостану хвойних порід.

Особливо впливають на перерозподіл радіонуклідів у ґрунті лісових екосистем самі рослини (дерева, куці тощо). Лісові рослини поглинають радіонукліди з верхніх шарів ґрунту. Існує різниця вертикального перерозподілу радіонуклідів в умовах різного режиму зволоження ґрунту. В умовах сухого бору  $^{137}\text{Cs}$  (понад 70 %) переважно закріплюється у двохсантиметровому верхньому шарі. В умовах сирого бору вілсотковий показник радіонуклідів такий самий, але глибини їх залягання близька до

десяти сантиметрів [8,11]. Отже, у сирому гігротопі в порівнянні із сухим відмічається значний приріст забруднення радіонуклідами у глибшому шарі ґрунту.

Вертикальна міграція радіонуклідів у лісових ґрунтах переважно залежить від типу лісорослинних умов, а саме від потужності лісової підстилки та її властивостей. В умовах бору та субору на Поліссі переважають соснові насадження з незначними домішками листяних видів, як наслідок відбувається формування підстилки із хвої та пагонів сосни які мають високу смолистість і розкладається повільно, формуючи кисле середовище, спричиняючи досить високу рухливість основних радіонуклідів в такому типі насаджень [10]. В подібних умовах зростання за наявності у складі насадження берези повислої та інших листяних видів і при умові достатньої кількості дощових черв'яків, опале листя набагато швидше змішується із мінеральною частиною ґрунтового покриву, підвищуючи його поглинаючу здатність і як наслідок зменшує інтенсивність руху радіонуклідів та надходження їх у рослини [11].

На інтенсивність переходу радіонуклідів з ґрунту в деревину впливають не тільки умови місцезростання, але й видовий склад насадження.

*Таблиця 2.4*

**Середні значення коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в деревину із ґрунту в умовах ДП «Народицьке СЛГ», Бк/кг, кБк/м<sup>2</sup>**

<b>Деревні породи</b>	<b><math>^{137}\text{Cs}</math></b>	<b><math>^{90}\text{Sr}</math></b>
Сосна звичайна	1,3 - 2,6	2,1 - 5,2
Береза повисла	0,6 - 1,8	6,3 - 6,4
Дуб черешчатий	2,1 - 2,4	1,2 - 1,7
Осика	2,4	5,5
Вільха чорна	2,3	2,4
Ялина звичайна	1,2	16,1

З наведених в таблиці даних видно, що на інтенсивність переходу радіонуклідів у деревину впливає склад деревостану. Особливо це стосується накопичення стронцію-90 березовими насадженнями. Це пояснюється тим, що товщина лісової підстилки в березовому насадженні є незначною завдяки швидкій (1–2 роки) її мінералізації, що дозволяє радіонуклідам досить швидко мігрувати в гумусово-елювіальний шар, а потім і лісову рослинність [40].

В соснових насадженнях, навпаки, відбувається дуже повільний біологічний розклад лісової підстилки (в середньому 6–7 років), що сприяє накопиченню (сорбції) радіонуклідів у її шарах та повільному надходженню до гумусово-елювіального шару ґрунту. В той же час, у березових насаджень радіонукліди мігрують у глибині шару значно повільніше, особливо глибше 4 см. В шарах, які залягають глибше, дана тенденція розбіжностей їх активності також зберігається і помітна навіть на глибині 26 см.

На торфових, торфово-болотних та перегнійно-торфових ґрунтах, які займають близько 25 – 35% площ у північних районах Українського Полісся, часто формуються своєрідні гігморфні ландшафти – лісоболотні комплекси, в яких міграція радіонуклідів цезію-137 у ґрунтово-рослинному покриві відбувається значно інтенсивніше, ніж у автоморфних ландшафтах. Тоді як у перегнійно-торфових високогумусних шарах низинних боліт вертикальна міграція радіонуклідів відбувається досить повільно [40].

## РОЗДІЛ 3.

### МАТЕРІАЛИ, МЕТОДИ ТА РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1. Характеристика об'єктів досліджень.

Методологічною основою наших досліджень служила концепція екологічного моніторингу, системний підхід, наукові положення лісової радіоекології та радіобіології.

Для реалізації мети та завдань досліджень нами були вибрані лісові угіддя Заліського та Народицького лісництв ДП «Народьцьке СЛГ» біля населених пунктів с. Христинівка та с. Старе Шарно Народицького району Житомирської області різної щільності забруднення. Дані Лісові масиви відповідають всім необхідним умовам для проведення досліджень міграції радіонуклідів в трофічних ланцюгах ґрунт – ягоди та вода – ягоди і є типовими для східної частини району досліджень за лісоґрунтово – кліматичними умовами.

Дослідження особливостей міграції цезію-137 в трофічному ланцюгу ґрунт–ягоди в залежності від їх видового складу проводили методом відбору середніх проб ягід зібраних з окремих лісових масивів Заліського та Народицького лісництв, прилеглих до населених пунктів с. Христинівка та с. Старе Шарно відповідно.

1. с. Христинівка: Лісові угіддя розташовані на відстані одного кілометра північної сторони села. Ліси характеризуються переважно сосновими борами з окремими включеннями дерев листяних порід. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  становить 159 – 333 КБк/м<sup>2</sup> (II зона радіоактивного забруднення).

2. с. Старе Шарно: Лісові масиви розташовані на відстані 0,5 км навколо населеного пункту. Дані ліси характеризуються також переважно сосновими борами з окремими включеннями дерев листяних порід. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  становить 292 – 407 КБк/м<sup>2</sup> (II зона радіоактивного забруднення).

Відбір ґрунту проводили методом «конверту», в п'яти точках, вибирали

шар 15 на 15 см. на глибину 5 см. Загальна проба складала 1 кг із п'яти точок перемішаних зразків із попередньо видаленою рослинністю та підстилкою. Відбір зразків лісової підстилки відбирали в тих самих місцях де ґрунт, методом «конверту».

### **3.2. Підготовка проб для проведення досліджень**

Прийняття і попередню обробку привезених проб проводили в спеціальному приміщенні, обладнаному витяжними шафами, муфельними печами, пристосуваннями для миття посуду, тари, і в випадку необхідності проб. Проби з високим рівнем забрудненості досліджували з дотриманням правил безпеки.

Висушування проб. Спочатку проби подрібнювали і висушували в сушильній шафі при температурі 80 – 100 °С до постійної маси. Потім проби розмелювали в спеціальних млинках і відправили на радіоспектрометрію.

Для визначення коефіцієнтів переходу радіонуклідів в окремі види ягід на ділянках лісу де збиралися ягоди також відбирали і зразки ґрунту за загальноприйнятими методиками.

Вміст  $^{137}\text{Cs}$  ягодах і ґрунтових зразках визначали спектрометричним методом.

Коефіцієнт переходу (КП) визначали як відношення вмісту радіонуклідів в ягодах окремого виду до активності ґрунту де вони збирались:  $K_p = \text{активність ягід (Бк/кг)}/\text{активність ґрунту}$ .

Результати досліджень підлягали математичній обробці за допомогою програмного забезпечення ПК.

### **3.3. Накопичення радіонуклідів лісовими ягодами.**

В Українському Поліссі площі ягідників, де можлива промислова заготівля дикорослих лісових ягід, розташувались, головним чином, у північно-

західній частині регіону – в Західному та Центральному Поліссі.

Основними ягідними видами регіону є чагарники з родини брусничних (*Vacciniaceae* S.F.Gray): чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), журавлина болотна (*Oxycoccus palustris* Pers.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.). Загальна площа ягідників, утворених видами брусничних, в даному регіоні становить 196,24 тис. га. Однак площі дикорослих ягідників розподіляються по областях нерівномірно. В Житомирській області загальна площа ягідників становить 73,63 тис. га. [31].

В районі досліджень найбільшу частку ягідникових площ займають чорничники: в Житомирській області – 91,8%. Значно менші площі займають в згаданому регіоні журавлинники – 3,1%. Невелика частина ягідників відноситься до брусничників, що становить близько 4 %, 0,4%, 6% та насаджень лохини та становить 1,3 %, 0,85%, 1 % відповідно. На території ДП «Народицьке СЛГ» ростуть ще деякі види ягід: суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), малина звичайна (*Rubus idaeus* L.), малина несійська (*R. nessensis* W. Hall), ожина (*R. caesius* L.), журавлина дрібноплідна (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), калина звичайна (*Viburnum opulus* L.), які не мають суттєвого промислового значення, але заготовлюються в обмежених обсягах місцевим населенням для власних потреб [31].

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС значна частка ягідників була забруднена радіонуклідами. Беручи до уваги, що найбільші площі ягідників знаходяться в північних районах Полісся, де щільність забруднення території радіонуклідами, зокрема  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , максимальна, довелося на частині лісових площ заборонити, а на решті – регламентувати заготівлю ягід. В ряді держлісгоспів, що найбільш потерпіли внаслідок Чорнобильської катастрофи (Поліському, Народицькому, Овруцькому, Лугинському та ін.), був заборонений цілий напрямок лісокористування – побічне, відповідно, суттєво скоротилися і обсяги заготівлі ягід.

Вже в перший післяаварійний період заготівля дикорослих ягід була регламентована і дозволялася лише у тих лісах, де щільність забруднення



грунту  $^{137}\text{Cs}$  не перевищувала  $5 \text{ Ки/км}^2$ , пізніше обмеження стали більш жорсткими – до  $3 \text{ Ки/км}^2$ . Однак, наведені допуски не враховували специфіку у накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  різними видами ягідних рослин, вплив лісорослинних умов на інтенсивність накопичення радіонуклідів ягодами, тому ці обмеження, зігравши позитивну роль у першій післяаварійний період, в подальшому повністю не забезпечували отримання якісної продукції.

При проведенні досліджень у ДП «Народицьке СЛГ» були виявлені певні закономірності. Зокрема встановлено, що при збільшенні питомої радіоактивності ґрунту та щільності його забруднення закономірно збільшується питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в надземній фітомасі чорниці (табл. 3.1.).

Таблиця 3.1.

**Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту надземною фітомасою чорниці  
ДП «Народицьке СЛГ»**

№ П/П	Середня питома активність $^{137}\text{Cs}$ у ґрунті, Бк/кг	Середня щільність забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Середня питома активність $^{137}\text{Cs}$ у фітомасі чорниці, Бк/кг
19	167±23	6,5±0,6	233±38
20	116±11	6,8±0,3	266±24
13	1170±70	62,0±3,4	4570±310
12	1060±50	77,3±3,7	7410±690
11	1820±190	78,9±2,7	7160±430
14	3600±280	195,0±11,3	19700±1800
16	4160±490	224,0±16,0	10500±1000
17	5950±340	316,0±8,0	10800±1600
18	7760±740	541,0±38,0	52000±3700
15	9530±780	621,0±28,0	42500±2600

Однак, слід зазначити, що така чітка закономірність простежується виключно завдяки проведенню досліджень у межах одного типу умов місцезростання, в оптимальних екологічних умовах для чорниці. При обрахунках відповідних даних, отриманих у різних екологічних умовах, згадана тенденція практично відсутня, і цілком підтверджується висновок, що на рівень радіоактивного забруднення рослин у різних екологічних нішах істотний вплив мають ґрунтові характеристики місцезростань (які обумовлюють певну мобільність радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві) поряд із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту [41].

Так, навіть при незначних відмінностях у гранулометричному складі ґрунтів (зокрема, збільшенні кількості мулистої та глинистої фракцій) доступність  $^{137}\text{Cs}$  для кореневого живлення рослин, в тому числі і чорниці, відрізняється більш суттєво. Це прямо впливає на інтенсивність надходження  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту до фітомаси чорниці і, відповідно, на величину Кп. Крім того, на цей процес, певно, також впливає мозаїчність трав'яно-чагарникового ярусу, яка відповідним чином відбиває як особливості будови деревного ярусу (існування «вікон» у деревному полозі), так і особливості мікрорельєфу мінерального ґрунту, які малопомітні завдяки існуванню майже суцільного мохового покриву та різній товщині лісової підстилки [41].

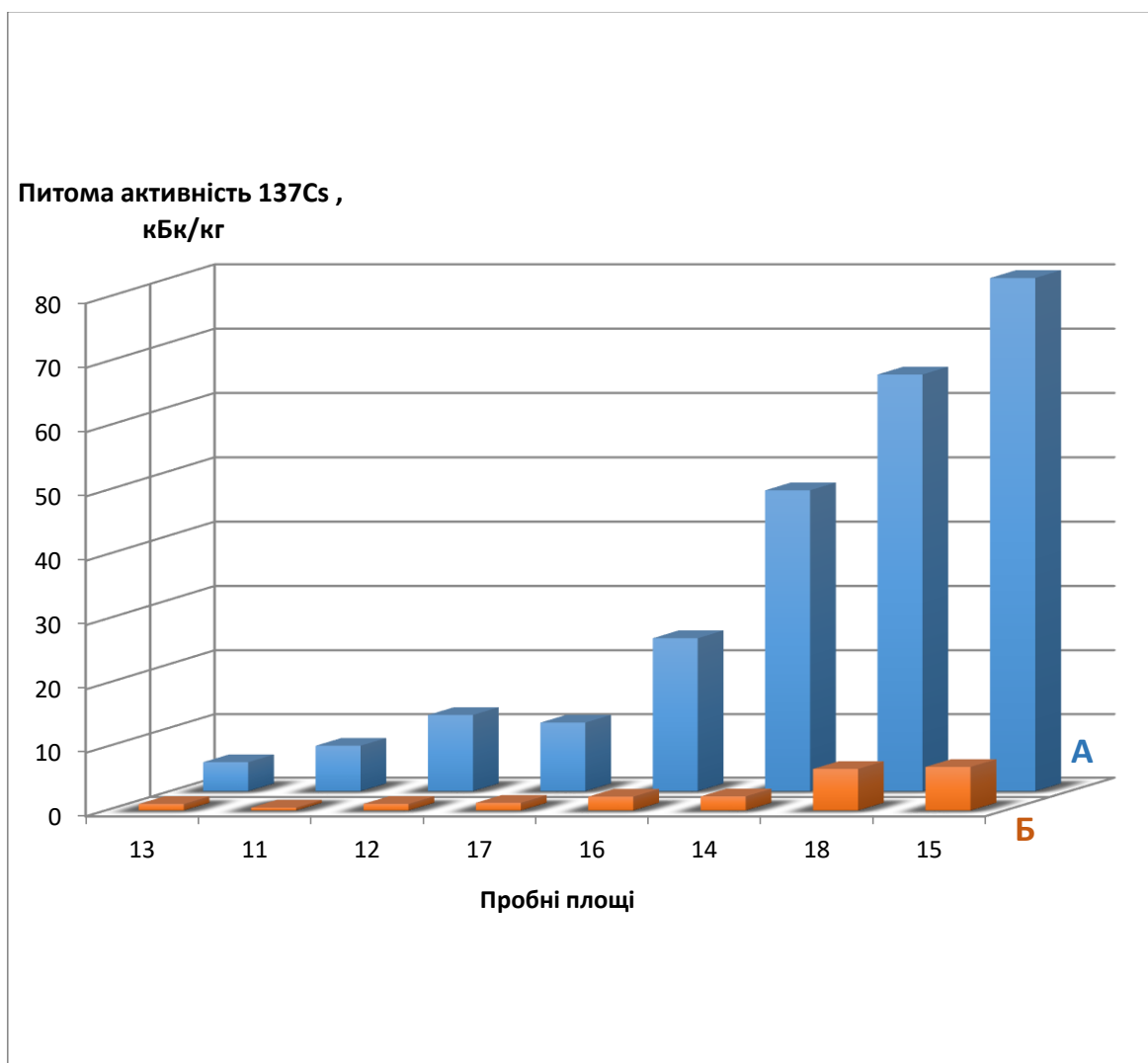
Аналіз багаторічної динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  надземною фітомасою чорниці на пробних площах дозволяє простежити за зміною доступності радіонукліда докореневого живлення даного виду (табл. 3.2.).

За результатами спостережень на кожній постійній пробній площі спостерігаються суттєві відмінності активності  $^{137}\text{Cs}$  як в надземній фітомасі чорниці, так і в ягодах. Беручи до уваги, що наведені нами дані отримані на тих самих стаціонарах, в тих самих ценозах та в одному типі умов місцезростання, а також те, що відбір та аналіз зразків проводився за тією ж методикою, суттєві відмінності інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  фітомасою чорниці, вірогідно, обумовлені погодними умовами різних вегетаційних періодів.

**Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$   
у надземній фітомасі та ягодах чорниці в  
ДП «Народьцьке СЛГ»**

№ п.п.	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Роки спостережень		
		2019	2020	2021
11	Повітряно-суха фітомаса	6790	7160	3440
	Свіжі ягоди чорниці	774	1020	496
12	Повітряно-суха фітомаса	12900	7410	5800
	Свіжі ягоди чорниці	1570	1040	1020
13	Повітряно-суха фітомаса	9490	4570	6550
	Свіжі ягоди чорниці	1840	456	715
14	Повітряно-суха фітомаса	15600	19700	14200
	Свіжі ягоди чорниці	2460	2220	2700
15	Повітряно-суха фітомаса	34400	42500	38200
	Свіжі ягоди чорниці	7440	6870	5990
16	Повітряно-суха фітомаса	11900	10500	8500
	Свіжі ягоди чорниці	2390	2180	1940
17	Повітряно-суха фітомаса	15200	10800	16900
	Свіжі ягоди чорниці	2820	1210	2300
18	Повітряно-суха фітомаса	41800	52000	43900
	Свіжі ягоди чорниці	1390	6550	3610

Ягоди чорниці використовуються не тільки у свіжому, але й у сухому вигляді. В останньому випадку вони є як харчовою, так і цінною лікарською сировиною. Дослідження показали, що при сушінні ягід чорниці (зібраних в умовах вологих суборів) до повітряно-сухого стану відбувається значне – в середньому в  $10 \pm 0,9$  разів зменшення їх маси. Відповідно, приблизно у 10 разів збільшується питома активність сухих ягід у порівнянні із свіжими (рис. 3.1.).



А - питома активність  $^{137}\text{Cs}$  сухих ягід

Б - питома активність  $^{137}\text{Cs}$  свіжих ягід

**Рис. 3.1. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у свіжих та сухих ягодах чорниці**

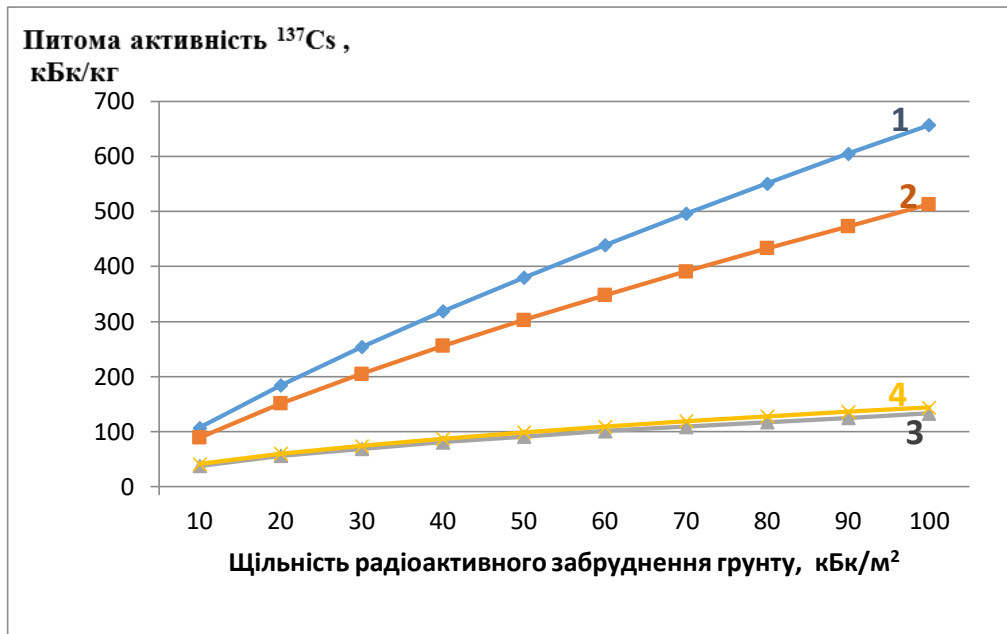
Таким чином, чорниця в оптимальних умовах місцезростання (у вологих суборах) є інтенсивним накопичувачем  $^{137}\text{Cs}$  у надземній фітомасі як у олистяних пагонах, так і ягодах. Причому, питома радіоактивність повітряно-сухих ягід завжди дещо вища, ніж у облистяних пагонів.

Таким чином, базуючись на даних таблиці 3.3. та рисунках 3.2., 3.3, 3.4., заготівлю свіжих ягід чорниці можливо проводити у свіжих та вологих суборах при щільності забруднення ґрунту  $2,0 \text{ Кі/км}^2$ , а у свіжих та вологих сугрудках – до  $15,0 \text{ Кі/км}^2$ .

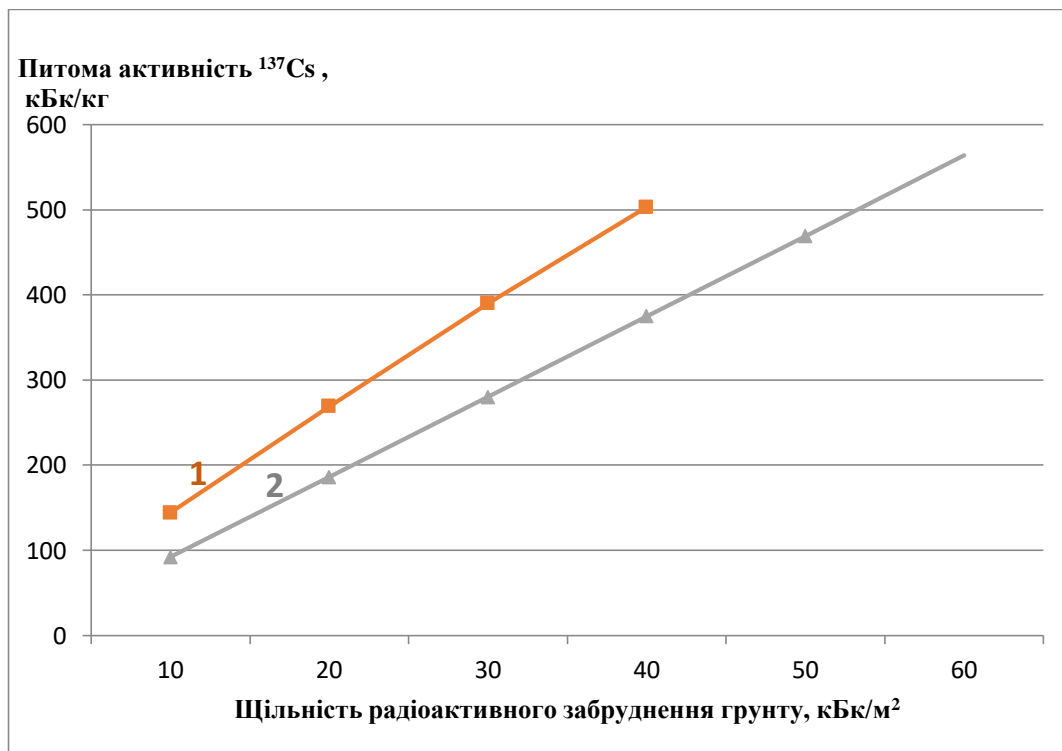
**Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у свіжих дикоростучих ягодах (Бк/кг) при  
різній щільності забруднення ґрунту радіонуклідами в  
ДП «Народицьке СЛГ»**

Щільність забруднення ґрунту, кБк/м <sup>2</sup>	Чорниці				Брусниці		Буяхи			
	B <sub>3</sub>	B <sub>2</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	A <sub>2</sub>	B <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>	A <sub>4</sub>	B <sub>3</sub>	B <sub>4</sub>
10	107	89	38	41	144	92	244	77	227	311
20	184	151	56	60	269	186	291	260	272	376
30	254	205	69	74	199	280	338	443	317	440
40	319	256	81	87	503	375	385	626	362	504
50	380	303	91	99	615	469	432	808	407	569
60	439	348	101	109	724	564	479	991	453	633
70	496	391	109	119	832	659	526	1174	498	697
80	551	433	117	128	938	754	573	1357	543	762
90	605	473	125	136	1043	850	620	1540	588	826
100	657	513	133	144	1147	945	668	1722	633	890

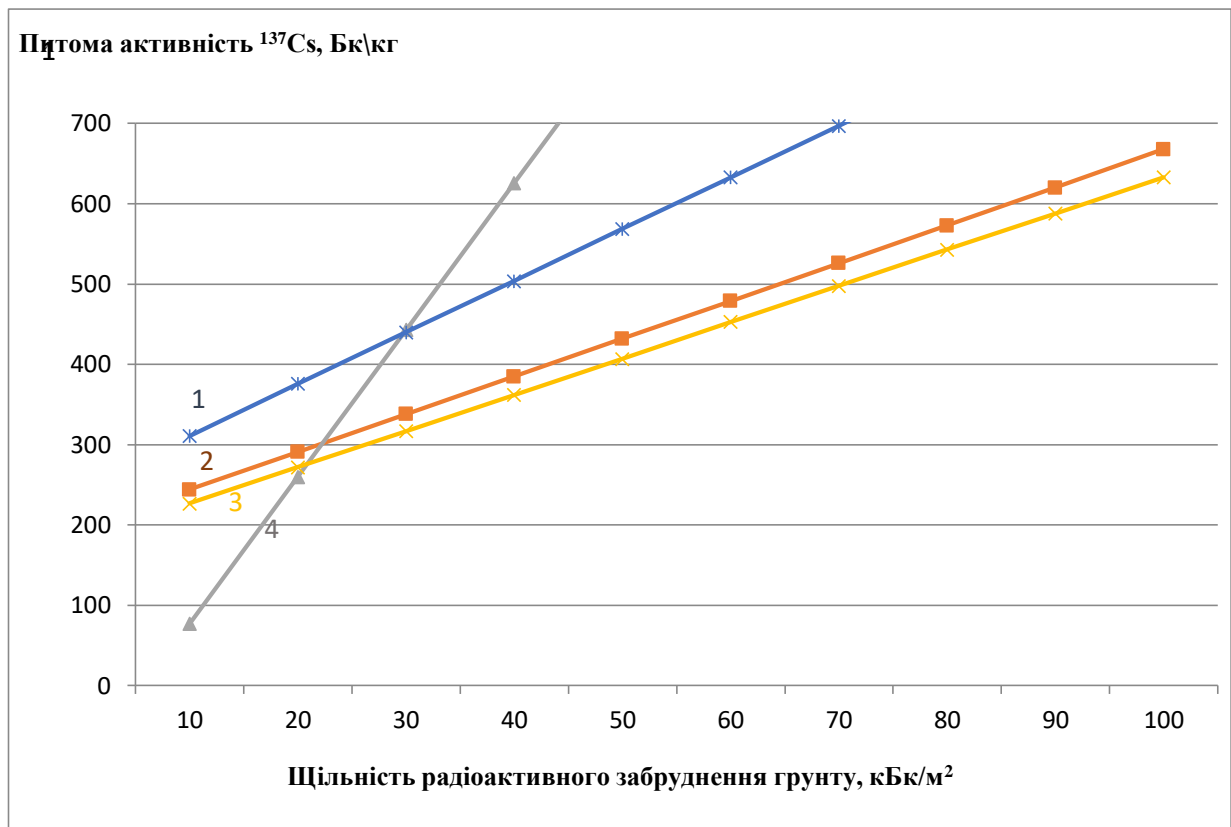
Виходячи із вище викладеного, не рекомендується заготовляти ягоди брусниці у свіжих борах та суборах при щільності забруднення ґрунту радіонуклідами до 1,0 Кі/км<sup>2</sup>, ягоди буяхів у вологих суборах – до 2,0 Кі/км<sup>2</sup>, у вологих борах та сирих суборах – до 1 Кі/км<sup>2</sup>.



**Рис. 3.2. Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в свіжих ягодах чорниць від щільності радіоактивного забруднення ґрунту в різних типах умов місцезростання ДП «Народицьке СЛГ»:**  
**1 – у вологих суборах (В<sub>3</sub>); 2 – у свіжих суборах (В<sub>2</sub>);**  
**3 – у свіжих сугрудках (С<sub>2</sub>); 4 – у вологих сугрудках (С<sub>3</sub>)**



**Рис. 3.3. Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в свіжих ягодах брусниць від щільності забруднення ґрунту в різних типах умов місцезростання ДП «Народицьке СЛГ»:**  
**1 – у свіжих борах (А<sub>2</sub>), 2 – у свіжих суборах (В<sub>2</sub>)**



**Рис. 3.4. Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в свіжих ягодах буяхів від щільності забруднення ґрунту в різних типах умов місцезростання ДП «Народицьке СЛГ»:**  
**1 – у сирих суборах (В<sub>4</sub>); 2 – вологих борах (А<sub>3</sub>);**  
**3 – у вологих суборах (В<sub>3</sub>); 4 – у сирих борах (А<sub>4</sub>)**

Доцільно окремо розглянути питання про накопичення  $^{137}\text{Cs}$  ягодами журавлини болотної. Обумовлено це тим, що даний вид є вічнозеленим сланким чагарником з кореневою системою, яка практично ніколи на сфагнових болотах Полісся не досягає шару торфу або мінерального ґрунту, а занурена на 10–15 см в товщу сфагнів, які разом з нерозкладеними їх рештками (так званим очісон) є субстратом для укорінення журавлини.

З цієї причини існують суттєві труднощі у визначенні щільності забруднення субстрату  $^{137}\text{Cs}$  в лісоболотних комплексах, які є місцезростанням журавлини, що не дозволяють співставити радіоактивне забруднення даного виду з рештою ягідних видів, характерних для автоморфних умов.

Лісоболотні місцезростання журавлини характеризуються високою кислотністю води (рН = 2,6 – 4,8) та торф'яно-перегнійними або торф'яно-

глейовими ґрунтами, де ступінь розкладу торфу становить 10 – 15%, зольність – 6,8%. Характерною є дуже низька кількість рухливих форм азоту, фосфору і калію, що сприяє підвищеній мобільності радіонуклідів в екосистемі, зокрема, інтенсивному накопиченню їх у фітомасі журавлини болотної (*Vaccinium oxycoccos*). При цьому відмічається, що  $^{137}\text{Cs}$  концентрується у сфагновому покриві та верхньому активному шарі торфу. Тривалий період (17–30 років) напівочищення лісоболотних екосистем від  $^{137}\text{Cs}$ , пов'язаний з тим, що зниження мобільності  $^{137}\text{Cs}$  в екосистемі відбувається головним чином за рахунок зв'язування радіонукліда мулистого та глинистого фракціями лісових ґрунтів [42].

Для розуміння міграції радіонукліда в окремих компонентах болотної екосистеми, важливим є аналіз вертикального розподілу концентрації  $^{137}\text{Cs}$  в товщі сфагнового покриву, який є субстратом для коренів *Vaccinium oxycoccos* і характеризується значною сорбційною ємністю відносно  $^{137}\text{Cs}$ .

Наведені дані показують, що накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у сфагновому покриві та очосі приблизно на три порядки перевищує його концентрацію у воді. Наприклад, на ПП-11 питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в очосі склала 35232 Бк/кг, а у воді – 33 Бк/л, на ПП-12 – 24949 Бк/кг і 34 Бк/л відповідно. Що стосується розподілу концентрації  $^{137}\text{Cs}$  в різних частинах сфагнового покриву, слід відмітити досить близькі значення у більшості випадків. Оцінка інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  журавлиною досить складна, адже використовувати з цією метою коефіцієнт переходу неможливо. Однак можливе використання коефіцієнта накопичення (Кн), який розраховується як відношення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  фітомаси (Бк/кг) до питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  субстрату (Бк/кг або Бк/л). Наведено розраховані величини Кн в системі «вода – свіжі ягоди журавлини», «вода – пагони журавлини», «сфагнум живий – ягоди журавлини» та «сфагнум мертвий – пагони журавлини» (табл. 3.4).



**Інтенсивність накопичення  $^{137}\text{Cs}$  ягодами та пагонами журавлини болотної на пробних площах**

№ ПП	Коефіцієнти накопичення $^{137}\text{Cs}$			
	вода – свіжі ягоди журавлини	вода – пагони журавлини	сфагнум мертвий – свіжі ягоди журавлини	сфагнум мертвий – пагони журавлини
11	108 $\pm$ 5	750 $\pm$ 3	0,22 $\pm$ 0,02	1,6 $\pm$ 0,4
12	51 $\pm$ 1	525 $\pm$ 41	0,11 $\pm$ 0,02	1,1 $\pm$ 0,3
13	157 $\pm$ 12	1028 $\pm$ 105	0,15 $\pm$ 0,01	1,0 $\pm$ 0,2
14	55 $\pm$ 2	399 $\pm$ 16	0,11 $\pm$ 0,01	0,8 $\pm$ 0,0
17	87 $\pm$ 15	719 $\pm$ 276	0,14 $\pm$ 0,01	1,0 $\pm$ 0,2
18	110 $\pm$ 23	707 $\pm$ 192	0,09 $\pm$ 0,01	0,5 $\pm$ 0,1

За даними всіх пробних площ середнє значення Кн у системі «вода – свіжі ягоди журавлини» склало 99,8 $\pm$ 10,0. Аналіз значень Кн у системі «вода – пагони журавлини» також виявив більш, ніж 3-кратні відмінності його середніх значень на різних пробних площах. Середнє значення даного коефіцієнта склало 721 $\pm$ 78,0 [42].

Таким чином, журавлина болотна є дуже сильним накопичувачем  $^{137}\text{Cs}$  із води. Певний інтерес являє собою аналіз значень Кн в системі «ягоди журавлини – сфагнум живий», а також «пагони журавлини – сфагнум мертвий» внаслідок того, що саме в товщі мертвих сфагнів знаходиться найбільша кількість журавлини. На пробних площах мінімальнє значення Кн в системі «сфагнум мертвий – свіжі ягоди журавлини» спостерігалось на ПП-18 – 0,09, а максимальнє на ПП – 11 – 0,22 при середньому значенні показника за даними всіх пробних площ – 0,12 $\pm$ 0,01.

## ВИСНОВКИ

1. В результаті проведення аналітичного огляду літературних джерел встановлено, що харчові продукти лісового походження, а особливо ягоди, були і є основними «критичними» продуктами щодо формування внутрішньої дози опромінення населення, що проживає на забруднених територіях. Встановлено, що і після 35 років після аварії на ЧАЕС вміст радіоцезію у ягодах, які зростають в лісових масивах ДП «Народицьке СЛГ» залишається високим.

2. При однаковій щільності забруднення ґрунтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у ягодах більше у вологих умовах зростання, ніж у сухих. З лісових ягід українського Полісся найбільш інтенсивно радіонукліди надходять до ягід чорниць ( $K_p=10,6$ ), далі у порядку зменшення до буяхів ( $K_p=9,4$ ) та брусниць ( $K_p=8,3$ ).

3. Журавлина болотна як компонент болотної екосистеми є дуже сильним накопичувачем  $^{137}\text{Cs}$  із води. Середнє значення коефіцієнта накопичення склало  $721 \pm 78,0$  Бк/кг.

4. При проведенні радіомоніторингу продукції лісового господарства необхідно організувати мережу постійних пробних площ із спостереженням за основними видами продукції лісового господарства на лісотипологічній основі.

5. Споживати ягоди слід у свіжому вигляді, оскільки при сушінні активність їх може зростати в 10 раз.

6. Заготівля дикоростучих ягід і плодів допускається в лісах зі щільністю забруднення ґрунтів до  $2 \text{ Кі/км}^2$  з обов'язковою їх перевіркою на вміст радіонуклідів. Перед готуванням необхідно обов'язково очистити їх від прилиплих частинок лісової підстилки, моху та ґрунту.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Геохимия техногенных радионуклидов / Под. ред. Э.В. Собонович, Г.Н. Бондаренко. – К.: «Наукова думка», 2002. – 334 с.
2. Закон України «про правовий режим територій, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» // Відомості Верховної ради УРМР (ВВР), 1991, № 16, ст. 198.
3. Собонович Э.В., Ольховик Ю.А., Бондаренко Г.Н. Регионально-геохимические оценки радионуклидных выбросов ЧАЭС, включая горячие частицы. // Чернобыльская катастрофа. под ред. В.Г. Барьяхтара – К.; Наукова думка: 1995. 203 - 222 с.
4. Краснов В.П. Радиозэкология лесов Полесья Украины: моногр. / Краснов В.П. – Житомир: Волянь, 1998. – 112 с.
5. Козубов, Г. М. Радиобиологические и радиозэкологические исследования древесных растений / Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. – СПб. Наука. СПб отд., 1994. – 255 с.
6. Основи лісової радіоекології / І. М. Патлай [та ін.]; Укр. НДІ ліс. госп-ва та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького. – К.: Ярмарок, 1999. – 252 с.
7. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат. 1981. 100 с.
8. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Москва. Атомиздат. 1974. 214 с.
9. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Дис. уч. ст. д.х.н. М. : 1981. 519 с.
10. Основи лісової радіоекології : навч. посібник / під ред. М. М. Калетника. – К. : 1999. – 254 с
11. Калетник М.М., Краснов В.П., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Мазепа М.Г., Приступа Г.К. Деякі методичні аспекти вивчення забруднення лісових екосистем радіонуклідами // Лісовий журнал. – 1995. – № 2 . – С. 5-8.
12. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1997. – 144с.

13. Анисимов Р.М., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Зависимость между накоплением цезия-137 растениями и формами нахождения радионуклида в почвах: Тез. докл. Радиобиолог. Съезда. – Пущино, 1993. – Ч.1 – С. 22 – 23.

14. Булавик И.М. Пищевая продукция леса в условиях радиоактивного загрязнения // Тезисы докладов междунар. рабочего совещания «Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий». – Минск, 1995. – С. 24.

15. Вассер С.П., Гродзинська Г.А., Люгін В.О. Накопичення радіоактивних елементів макроміцетами Українського Полісся // С.П. Вассер, Г.А. Гродзинська, В.О. Люгін - 1992. – 49, N 5 – С. 14 – 19.

16. Грищенко Е.Н., Гродзинський Д.М., Москаленко В.Н., и др. Радионуклидная загрязненность растительного сырья в различных областях Украины после аварии на ЧАЭС: Тез, докл. Междунар. симп. «Экологические аспекты в фармации». – М., 1990. – С. 56.

17. Дудка И.А., Вассер С.П., Бисько Н.А., и др. Методические рекомендации по промышленному культивированию съедобных грибов. – Киев.: Наук. думка, 1987. – 70 с.

18. Давыдов Н.Н., Загребин А.Б., Калетник Н.Н., Подкур П.П. Поведение радионуклидов в лесных почвах зоны аварии на ЧАЭС и переход их в продукцию леса // Чернобыль – 96 «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. пятой Междунар. науч. – техн. Конф. - Зеленый мыс, 1996. – С267.

19. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів радіоцезію у продуктах харчування та питній воді (ДР – 97). Державні гігієнічні нормативи. – К., 1997. – 6 с.

20. Прикладная радиоэкология леса: моногр. / Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А., Ландин В.П., Шелест З.М. – Житомир: Полісся, 2007. – 680 с.

21. Ковальчук А.М. Математичне моделювання міграції <sup>137</sup>Cs у лісових екосистемах Українського Полісся / А.М. Ковальчук, В.П. Краснов, В.Г. Левицький [та ін.] // Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення : зб. наук. праць. – 2002. – № 2. – С. 59-70.

22. Калетник М.М., Краснов В.П., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Мазепа М.Г., Приступа Г.К. Деякі методичні аспекти вивчення забруднення лісових екосистем радіонуклідами // Лісовий журнал. – 1995. – № 2 . – С. 5-8.

23. Краснов В.П. Радиоэкология ягодных растений: моногр. / В.П. Краснов, А.А. Орлов – Житомир: Волянь, 2004. – 264 с.

24. Калетник М.М., Ландін В.П., Пастернак П.С., Краснов В.П., Подкур П.П. Радіоекологічний стан в лісах Українського Полісся // НЛТУ. – 1991. – С.61 –66.

25. Лес и Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС, 1986 – 1994. / Под ред. Член – корр. АН Беларуси В.А. Ипатьева. – Минск, 1994. – 252 с.

26. Лісова дослідна справа на Поліссі України : монографія / В. П. Краснов, В. О. Бузун. – Житомир : Полісся, 2005. – 200 с.

27. Пристер Б.С., Перепелятнікова Л.В., Душнов В.И., Хомутинин Ю. В. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва – растение // Проблемы сельхоз. Радиологии. / Сб. научн. трудов. – Киев. – 1992. – Вып. 2. – С. 108 – 117.

28. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / В. П. Краснов, О. О. Орлов, В. П. Ландін. – К. : Держкомлісгосп України, 2008. – 84 с.

29. Рекомендації з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення територій / О. І. Фурдичко, М. Д. Кучма, В. П. Краснов. – К. : МЧС, 2008. – 104 с.

30. Радіоактивне забруднення недеревної продукції лісу України за даними радіоекологічного моніторингу / В. П. Краснов // Наукові праці. – Ль.: Лісівнича Академія наук, 2005. – Вип. 4. – С. 106–109.

31. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2020 р. // Житомирська ОДА. – Житомир, 2020. – С.155 – 186.

32. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного

загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. – Т.37., Вып. 4 – С. 664 – 672.

33. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. – 1990. – №10. – С. 41 – 50.

34. Федоров В.Н. Аккумуляция радионуклидов грибами в зонах радиоактивного загрязнения // В кн. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси ( в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / Под общ. Ред. Парфенова В.И., Якушева Б.И.- Минск: Наука и техника, 1995. – С. 190 – 197.

35. Цилюрик А.В., Шевченко С.В. Грибы лесных биоценозов. - К.: Выща школа, 1989. – 225с.

36. Чернобыльская катастрофа. Историография событий, социально-экономические, геохимические и медико-биологические последствия / Гл. ред. В.Г. Барьяхтарю – Киев : Наукова думка, 1995. – 558 с.

37. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Сидоров В.П., Маркин М.В., Чумак В.К., Эйдлин В.З. Поступление радионуклидов в продукцию лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения // Тез. докл. 1 Всесоюзного радиобиологического съезда 21 – 27 августа 1989 г. – Москва, 1989. – С. 555-557.

38. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б., Кучма Л.Д. Закономерности и особенности поведения радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах // Чернобыль – 96 «Итоги 10 лет Работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. пятой Междунар. н.-т. конф. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 16 – 17.

39. Яценко П.Т. Фіторізноманітність як показник природоохоронної значимості і трансформованості лісових насаджень / П.Т Яценко, М.В. Чернявський, Я.В. Генік та ін. // Науковий вісник УкрДЛТУ : зб. наук.-техн. праць. – Сер.: Заповідна справа в Галичині, на Поділлі та Волині. – Львів : Вид-во УкрДЛТУ. – 2004. – Вип. 14.8. – С. 148-156.

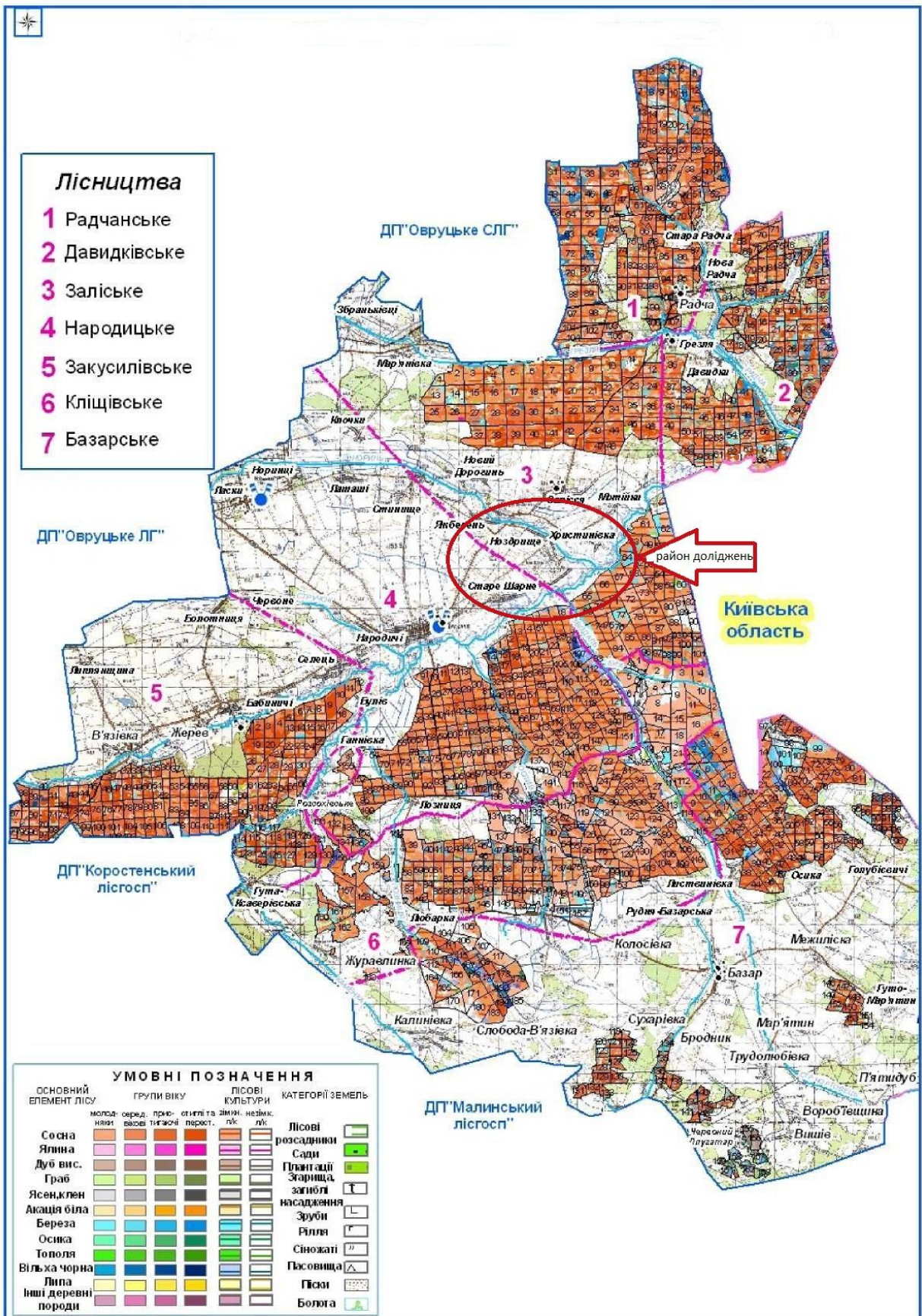
40. Джинчарадзе Е.Г. Процеси міграції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в деревину в ДП «Народицьке СЛГ» / Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво: мат. міжнар. наук.-практ. конф., 21 жовтня 2021 р. – Біла Церква: БНАУ, 2021. – С. 27 – 28.

41. Джинчарадзе Е.Г. Накопичення радіонуклідів лісовими ягодами / Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації: мат. Міжнар. наук.-практ. конф., 16-17 вересня 2021 р. – Біла Церква: БНАУ, 2021. – С. 105 – 106.

42. Джинчарадзе Е.Г. Особливості накопичення радіонуклідів *Vaccinium oxycoccos* в лісоболотних умовах місцезростання: мат. Всеукр. наук.-практ. конф. Перспективи розвитку лісового і садово-паркового господарства, 25 листопада 2021 р. – Умань: Уманський національний університет садівництва, 2021. – С. 22 – 23.

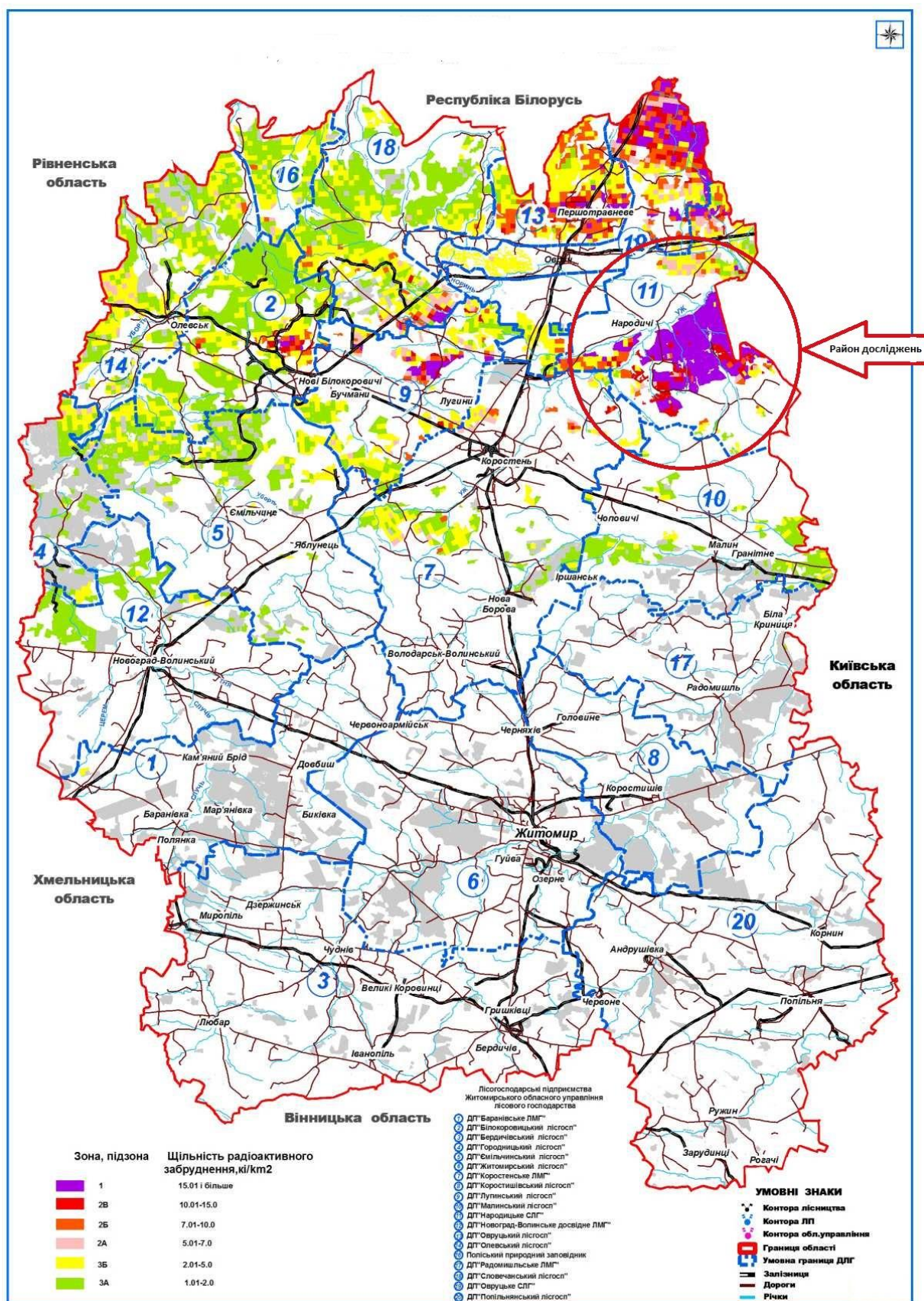
43. Водно-болотні угіддя України. Довідник / Під ред. Марушевського Г.Б., Жарук І. С. – К.: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2006. – 312 с.





Карта-схема лісонасаджень та поділу на лісництва ДП «Народицьке СЛГ»





Карата-схема лісів Житомирської області за щільністю радіоактивного забруднення <sup>137</sup>Cs