

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

**ПОГОДЖЕНО**  
Декан факультету  
захисту рослин, біотехнологій та  
екології

\_\_\_\_\_ Коломієць Ю.В.  
(підпис) (ПІБ)

« \_\_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2025 р.

**ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ**  
Завідувач кафедри  
загальної екології, радіобіології та  
безпеки життєдіяльності

\_\_\_\_\_ Клепко А.В.  
(підпис) (ПІБ)

« \_\_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2025 р.

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

на тему «Оцінка вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на виведених з обігу сільськогосподарських угіддях зони безумовного (обов'язково) відселення»

Спеціальність 101 Екологія  
(код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища  
(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна  
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

**Гарант освітньої програми**

доктор біологічних наук, професор \_\_\_\_\_ Гайченко В.А.  
(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

**Керівник магістерської кваліфікаційної роботи**

кандидат біологічних наук, доцент \_\_\_\_\_ Ілленко В.В.  
(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

**Виконав**

\_\_\_\_\_ Радченко В. Д.  
(підпис) (ПІБ)

КИЇВ – 2025

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

**ЗАТВЕРДЖУЮ**  
**Завідувач кафедри**  
**загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності**

доктор біологічних наук, проф. Клепко А.В.  
(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (ПІБ)  
“ ” 20 року

**ЗАВДАННЯ**  
**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ ЗДОБУВАЧУ**  
**Радченку Владиславу Дмитровичу**  
(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність 101 Екологія  
(код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища  
(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна  
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: **«Оцінка вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на виведених з обігу сільськогосподарських угіддях зони безумовного (обов'язково) відселення»**

затверджена наказом ректора НУБіП України від “ 6 ” листопада 2024 р. № 1984 «С»

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2025.11.15  
(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури, проведення відбору зразків на території заповідника «Древлянський», підготовка зразків до вимірювання, вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках ґрунту, обробка та аналіз отриманих результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

- З літературних джерел вивчити інформацію щодо рівнів радіоактивного забруднення території природного заповідника «Древлянський».
- Визначити місця для відбору зразків ґрунту.
- Виїхати на територія заповідника, виміряти  $\gamma$ -фон на пробних майданчиках.
- Викопати прикопки глибиною 50 см та відібрати зразки ґрунту пошарово з кроком 5 см.
- Висушити зразки ґрунту, підготувати їх до вимірювання, провести визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та розрахувати щільність забруднення території.
- Провести аналіз вертикального розподілу радіонукліду в ґрунтовому профілі та зробити висновки.

Перелік графічного матеріалу (за потреби) \_\_\_\_\_

Дата видачі завдання “ 23 ” листопада 2024 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи \_\_\_\_\_ Ілленко В.В.  
(підпис) (прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання \_\_\_\_\_ Радченко В. Д.  
(підпис) (прізвище та ініціали студента)

## РЕФЕРАТ

Випускна кваліфікаційна магістерська робота на тему «Оцінка вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  на виведених з обігу сільськогосподарських угіддях зони безумовного (обов'язково) відселення» викладена на 46 сторінках машинописного тексту, містить 7 таблиць, 12 рисунків. Список використаних джерел нараховує 34 літературних посилань з них 14 інтернет-джерел.

Актуальність цієї роботи визначається потребою об'єктивного аналізу реального стану вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтовим профілем територій, що зазнали радіоактивного забруднення після аварії на ЧАЕС. Такий підхід дозволяє оцінити перспективи відновлення сільськогосподарського використання земель і можливість безпечного проживання населення з урахуванням вимог радіаційної безпеки.

Метою дослідження було визначити вертикальний розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі сільськогосподарських угідь ЗБ(О)В забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Народицька селищна територіальна громада розташована у зоні впливу Чорнобильської аварії, є унікальною територією для досліджень через високий рівень забруднення і складні екологічні умови. Дослідження міграції  $^{137}\text{Cs}$  у цій зоні сприяє розумінню механізмів його поширення у сільськогосподарських екосистемах, ролі ґрунтово-рослинного покриву в акумуляції радіонуклідів, а також прогнозуванні довгострокових екологічних наслідків.

Метою дослідження було визначити вертикальний розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі сільськогосподарських угідь ЗБ(О)В забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Завдання:

1. Опрацювати наукові джерела за тематикою дослідження;
2. Провести виїзні роботи в межах Народицької ОТГ для визначення гамма-фону та відбору зразків ґрунту;

3. Підготувати відібрані проби до вимірювань і встановити питому активність  $^{137}\text{Cs}$ ;

4. Проаналізувати особливості вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі.

Об'єкт: вилучені із землекористування сільськогосподарські угіддя зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицької ОТГ.

Предмет – питома активність  $^{137}\text{Cs}$ , її вертикальний розподіл ґрунтовим профілем та щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на території колишніх сільськогосподарських угідь лісових ЗБ(О)В.

В результаті проведених робіт встановлено, що у прикопці 5 радіонуклід зосереджується переважно у верхньому шарі ґрунту 0–15 см, після чого його активність стрімко знижується. У прикопках 6 і 7 спостерігається майже однорідний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у межах 0–35 см, де кожен п'ятисантиметровий шар містить приблизно до 15% загальної активності. Нижче глибини 35 см значення активності різко падають, а в інтервалі 45–50 см радіонуклід фактично не фіксується.

**КЛЮЧОВІ СЛОВА:**  $^{137}\text{Cs}$ , радіонукліди, вертикальний розподіл, щільність забруднення радіонуклідами.

## ЗМІСТ

ВСТУП	4
РОЗДІЛ I. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД	6
1.2 Основні характеристики радіонуклідів аварійного викиду	8
РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	14
2.1. Опис об'єкту дослідження (Народицька ОТГ)	14
2.2. Вимірювання показників гамма-фону та щільності забруднення $^{137}\text{Cs}$ у місцях відбору проб приладом РКГ-14 «Virtuoso»	16
2.3. Методика відбору проб ґрунту та підготовка їх до вимірювання	19
2.4. Методика вимірювання питомої активності гамма-випромінюючих радіонуклідів на спектрометрі СЕГ-001 АКП-С 63	22
2.5 Методика розрахунку щільності забруднення $^{137}\text{Cs}$	25
РОЗДІЛ III. ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ $^{137}\text{Cs}$ НА ВИВЕДЕНИХ З ОБІГУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДДЯХ ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВО) ВІДСЕЛЕННЯ (НА ПРИКЛАДІ НАРОДИЦЬКОЇ ОТГ)	26
3.1. Результати вимірювання потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання радіометром РКГ-14 «Virtuoso»	26
3.2. Результати вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ та $^{40}\text{K}$	31
3.3. Вертикальний розподіл активності $^{137}\text{Cs}$ у ґрунтовому профілю	36
ВИСНОВКИ	39
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	40

## ВСТУП

Актуальність цієї роботи визначається потребою об'єктивного аналізу реального стану вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтовим профілем територій, що зазнали радіоактивного забруднення після аварії на ЧАЕС. Такий підхід дозволяє оцінити перспективи відновлення сільськогосподарського використання земель і можливість безпечного проживання населення з урахуванням вимог радіаційної безпеки.

Метою дослідження було визначити вертикальний розподіл активності  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі сільськогосподарських угідь ЗБ(О)В забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Завдання:

5. Опрацювати наукові джерела за тематикою дослідження;
6. Провести виїзні роботи в межах Народицької ОТГ для визначення гамма-фону та відбору зразків ґрунту;
7. Підготувати відібрані проби до вимірювань і встановити питому активність  $^{137}\text{Cs}$ ;
8. Проаналізувати особливості вертикального розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі.

Об'єкт: вилучені із землекористування сільськогосподарські угіддя зони безумовного (обов'язкового) відселення Народицької ОТГ.

Предмет – питома активність  $^{137}\text{Cs}$ , її вертикальний розподіл ґрунтовим профілем та щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на території колишніх сільськогосподарських угідь лісових ЗБ(О)В.

Методи дослідження:

1. Дозиметричний метод – визначення рівнів гамма-випромінювання на досліджуваній території за допомогою дозиметра-радіометра.
2. Гамма-спектрометричний метод – виявлення радіонуклідів у відібраних зразках та визначенні їх питомої активності.

3. Розрахунковий метод полягає в обчисленні щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  території де відібрано досліджуваний зразок ґрунту.

## РОЗДІЛ І. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД

**1.1. Загальна характеристика наслідків аварії на ЧАЕС**  
Чорнобильська катастрофа – масштабна техногенна та екологічно-гуманітарна трагедія, що виникла внаслідок двох теплових вибухів і подальшого руйнування четвертого реактора Чорнобильської АЕС, розташованої на території України (на той час – УРСР) у ніч з 25 на 26 квітня 1986 року.

Руйнування реактора мало вибухову природу призвело до значного викиду радіоактивних матеріалів у довкілля. За масштабом енергетичного вивільнення аварію часто порівнюють із потужністю вибуху 300 ядерних бомб що було скинуто на Хіросіму. Вважається, що сама катастрофа та реакція радянського керівництва на неї стали одним із чинників, які сприяли подальшому розпаду СРСР.

Подія належить до двох найтяжчих аварій в історії ядерної енергетики, які отримали найвищий – 7-й рівень за Міжнародною шкалою ядерних подій (INES). Іншою аварією такого рівня є трагедія на Фукусімі (Японія, 2011 р.).

Чорнобильська катастрофа досі вважається найбільшою за масштабами наслідків для людей і довкілля. До ліквідації аварії було залучено понад пів мільйона осіб, а витрати перевищили 18 млрд радянських карбованців – приблизно 68 млрд доларів США у перерахунку за курсом 2019 року або близько 12 млрд доларів за ринковим курсом того періоду.

Після вибуху радіоактивна хмара поширилась над територією значної частини СРСР, більшою частиною Європи та частково над східними регіонами США. Найбільші опади радіонуклідів припали на Білорусь – близько 60% загального викиду. Із забруднених територій було евакуйовано приблизно 300 тисяч людей.

Аварія стала вагомою подією у політичному, соціальному та інформаційному вимірах – як для колишнього СРСР, так і для міжнародної

спільноти. Погляди на причини трагедії з часом зазнавали змін, і до сьогодні не існує однозначного та загально визнаного пояснення її виникнення.

Спочатку керівництво УРСР та СРСР намагалося приховати масштаби трагедії, проте після повідомлень зі Швеції про виявлені радіоактивні частки, принесені із західних регіонів СРСР, та отриманих оцінок забруднення, розпочалась евакуація близько 130 000 жителів Київської області з уражених районів. Приблизно 600 000 осіб, переважно ліквідатори, зазнали радіаційного впливу. Поблизу ЧАЕС було встановлено 30-кілометрову зону відчуження.

У 2016 році на землях зони відчуження створили найбільший в Україні природоохоронний об'єкт – Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник. За спостереженнями науковців, на території відновилися численні види диких тварин, які тут мешкали століттями – від вовків і рись до борсуків, лисиць та ведмедів.

Аварія 26 квітня 1986 року залишається однією з найбільших техногенних катастроф в історії. Одним із найсерйозніших її наслідків стало радіаційне забруднення сільськогосподарських угідь. Відповідно до Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» (1991 р.), території першої та другої зон забруднення загальною площею 4,2 тис. км<sup>2</sup> визнані радіаційно-небезпечними землями, на яких неможливі нормальне проживання та виробництво сільгосппродукції відповідно до допустимих рівнів. Поза межею зони відчуження виведено з господарського обороту 101,3 тис. га сільськогосподарських земель, що належать до другої зони; ці ділянки частково заліснені або використовуються неофіційно. Деякі населені пункти другої зони залишилися не відселеними. Обмеження ведення господарства застосовуються на територіях з інтенсивним забрудненням довгоживучими радіонуклідами, де щільність забруднення ґрунту ізотопами цезію, стронцію чи плутонію перевищує доаварійні рівні, а розрахункова річна доза опромінення може сягати більше 5,0 мЗв.

За роки після аварії на ЧАЕС радіологічна ситуація суттєво поліпшилася. Внаслідок радіоактивного розпаду щільність забруднення територій ізотопами цезію-137 та стронцію-90 зменшилася більш ніж удвічі. Станом на 2011 рік у межах ЗБ(О)В за межами зони відчуження значення щільності забруднення цезієм-137 на рівні 555 кБк/м<sup>2</sup> спостерігалось лише на 25 % площі 2-ї зони. Це вказує на необхідність уточнення категорій, перегляду меж зон радіоактивного забруднення та надання населенню актуальної й об'єктивної інформації про радіаційний стан територій, передусім сільськогосподарських угідь.

Зниження рівнів радіоактивного забруднення продукції відкриває можливість у деяких випадках розглянути повернення виведених земель до господарського використання. На теперішньому етапі відновлення сільськогосподарських угідь, забруднених радіонуклідами, є одним із найактуальніших і найскладніших завдань у зв'язку з сучасними подіями. Досвід аварії на АЕС «Фукусіма-1» ще раз продемонстрував міжнародній спільноті важливість і практичну необхідність відновлення тимчасово виведених із землекористування радіоактивно забруднених земель [1, 2, 4].

Підставою для перегляду меж зон забруднення та повернення земель у господарський оборот мають стати результати радіологічних обстежень і карти щільності забруднення, насамперед за <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr. Картографування залишається найінформативнішим способом подання даних про радіаційне забруднення сільськогосподарських угідь. Для повернення в сівозміни земель, виведених після Чорнобильської аварії, необхідні детальні карти або картосхеми щільності забруднення, які будуються на основі радіологічного моніторингу та спеціалізованих обстежень конкретних територій.

## **1.2 Основні характеристики радіонуклідів аварійного викиду**

Після аварії 1986 року переважна частина довгоживучого внеску в екосистеми припала на ізотопи <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr (а також трансуранові елементи –

Pu-239,240; Am-241 – локально). Для оцінювання міграції важливо враховувати їх фізико-хімічні властивості:

Цезій-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) – сильний сорбент у присутності глинистих мінералів та органіки; переважно зв'язується з ґрунтовим комплексом і переважно накопичується в верхніх шарах (0–10 см), але за кілька десятиліть частина може мігрувати глибше залежно від умов (лімінування, лужність, біотурбація, ерозія, оранка).  $^{137}\text{Cs}$  характеризується періодом напіврозпаду  $\sim 30.17$  років.

Стронцій-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) – хімічно подібний до кальцію, легше переміщується у профілі в порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ ; має більшу біодоступність для рослин і може проникати глибше в залежності від хімічних умов. Період напіврозпаду  $\sim 28.8$  років.

Трансуранові елементи (Pu, Am) – сильніше пов'язані з частинками, часто локалізовані в верхніх шарах, але можуть давати дрібнокомпонентні джерела забруднення в ґрунті.

Механізми вертикальної міграції в ґрунтовому профілі

Вертикальна міграція радіонуклідів – результат комплексу фізичних, хімічних та біологічних процесів:

Фізичні процеси

Інфільтрація та вимивання: опади та просочувальні води переносять рухливі форми радіонуклідів вниз по профілю; цей процес посилюється на добре дренованих супіщаних ґрунтах.

Ерозія та накопичення: поверхневі процеси зрізають верхній шар ґрунту з більшою часткою радіонуклідів і переносять його в низовину; у приорографічних та річкових системах це формує локальні аномалії.

Хімічні взаємодії

Сорбція на мінеральну фазу:  $^{137}\text{Cs}$  міцно сорбується на фіксаційні місця глини (наприклад, мікропори між шарами глинистих мінералів), що уповільнює його вертикальний перехід.

Органічна фракція: органічна речовина посилює утримання багатьох радіонуклідів; у торфових або високоорганічних ґрунтах  $^{137}\text{Cs}$  може бути сильніше утримуваний у верхніх горизонтах.

Конкурентні іонні взаємодії: присутність великої концентрації  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  чи  $\text{Ca}^{2+}$  може змінювати сорбційний баланс і підвищувати рухливість або мобільність  $\text{Cs}$  і  $\text{Sr}$ .

Біологічні процеси

Біотурбація: діяльність ґрунтових тварин (черви, гризуни) перемішує верхні шари, сприяючи переміщенню радіонуклідів вниз/вверх.

Рослинність: корені захоплюють і перерозподіляють частку радіонуклідів у кореновому профілі; подальше відмирання та опадіння надземної біомаси повертає частину назад у верхні ґрунти.

Антропогенні впливи

Оранка, культивація: руйнує природні горизонти і перемішує внесені  $^{137}\text{Cs}$  у більш глибокі горизонти, часто до 20–30 см у підвищених випадках.

Пожежі: підвищують імовірність респірації та перенесення радіонуклідів атмосферою (ресуспендінг), а також змінюють хімічну доступність через втрату органіки.

Чинники, що визначають швидкість і глибину проникнення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$

Тип ґрунту: глинисті ґрунти з великою часткою приморозку (K-fixation sites) мають тенденцію затримувати  $\text{Cs}$  у верхніх шарах; супіски і піщані ґрунти – сприяють швидшому просуванню вниз.

Органічний вміст (SOM): висока органічність посилює утримання, але також може сприяти комплексоутворенню та рухливості залежно від рН.

рН ґрунту: кислі умови можуть послабити сорбцію  $\text{Cs}$  на мінералах і сприяти більшій мобільності деяких елементів; лужні – іноді сприяють сильнішому зв'язуванню.

Водний режим: вологі умови і інтенсивні опади збільшують вимивання; пересихання, навпаки, стабілізує розподіли.

Початковий патерн випадання (аерозольна неоднорідність): фрагментарні «гарячі точки» визначають локальні профілі і можуть впливати на локальну швидкість міграції (вища щільність – іноді швидша міграція через зміну хімічного середовища).

Специфіка міграції у Чорнобильській зоні відчуження

Чорнобильська ЗВ – комплексна система з великою просторовою фрагментацією випадіннь: від інтенсивно забруднених «червоних плям» до м'яких фонів. Ключові особливості:

Нерівномірність осадження: опади після аварії були локалізованими; осідання радіонуклідів значно варіюються в межах сотень метрів – це формує мозаїку профілів.

Наявність торф'яників і болотистих ділянок: у торф'яних ґрунтах  $^{137}\text{Cs}$  може зберігатися у верхніх органічних горизонтах, але  $^{90}\text{Sr}$  може бути більш мобільним у водонасичених умовах.

Лісистість і підстилка: у «Рудому лісі» та прилеглих полігонах значна частина радіонуклідів утримується у підстилковому шарі та верхніх 5–10 см ґрунту; біотурбація тут інша порівняно з обробленими землями.

Радіоактивне перерозподілення через пожежі: великі лісові пожежі (2000-і, 2010-і роки) викликали підйом і пересип радіонуклідів у повітрі, локальне повторне забруднення прилеглих ділянок і зміну режиму розподілу.

Антропогенний фактор – відсутність інтенсивного землекористування: багато земель залишено без обробітку, що дозволяє зберегти первинні профілі осадження, проте місцями відновлені окремі ділянки під випас чи неофіційну сільськогосподарську діяльність, що змінює профілі [22].

Особливості для смт Народичі і Народицької ОТГ

Народичі (Житомирська область) – прикордонна територія із фрагментованими випадіннями після ЧАЕС, де головними чинниками, що визначають сучасний вертикальний розподіл, є:

Початкові карти забруднення та локальні гарячі плями: радіологічні обстеження показували варіабельність щільності забруднення; наявність ділянок з підвищеними значеннями впливає на швидкість локальної перколяції та хімічні умови в профілі.

Грунтовий ландшафт: у Народичанському районі переважають дерново-підзолисті та супіщані ґрунти; це підвищує ймовірність більших вертикальних перенесень порівняно з глинистими ґрунтами.

Водний режим і заболоченість: наявність поєднань болотистих ділянок і меліораційних рівнів створює неоднорідні умови для рухливості  $^{90}\text{Sr}$  внаслідок зміни окиснювально-відновних умов та руху вод.

Зміни ландшафту після відселення: самосівна лісова рослинність, відсутність культивування на багатьох полях, а також випаси та локальні підсіки зумовлюють різні темпи біотурбації.

Поствійськові впливи та недавні польові роботи: сучасні дослідження (зокрема радіологічні обстеження 2020–2024 рр.) для Народичанської ОТГ вказують на локальні зміни щільності забруднення, пов'язані з проведенням робіт, порушенням ґрунту та можливим перемішуванням горизонту.

Емпіричні результати та типові профілі (узагальнення по дослідженнях)

На основі польових досліджень у зоні ЧАЕС і навколишніх регіонах отримано такі загальні закономірності:

Переважна частина запасу  $^{137}\text{Cs}$  (60–90 %) зосереджена у верхніх 0–25 см у більшості досліджуваних ділянок, особливо в непорушених лісових і лугових екосистемах.

У оброблених ґрунтах (довготривала оранка)  $^{137}\text{Cs}$  може бути перемішаний до глибин 20–30 см або більше.

$^{90}\text{Sr}$  показує більш рівномірний розподіл по профілю в порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ , і в умовах високої вологості може просуватись глибше.

Глибина визначуваності: у деяких ділянках  $^{137}\text{Cs}$  виявляли до 30–40 см, рідше – глибше; глибші знаходження корелюють з історією обробітку або інтенсивною ерозією/депонуванням.

Вплив пожеж, ерозії та технічних робіт на міграцію

Пожежі призводять до ресуспензії дрібних частинок, перенесення їх в атмосфері, а також до локальної перемішаності і змін у хімічній доступності через втрату органічного шару.

Ерозійні процеси перенесенням верхнього шару можуть суттєво зменшити запаси  $^{137}\text{Cs}$  в місці викиду і сконцентрувати їх в пониженнях рельєфу.

Будівельні та земляні роботи (меліорація, прокладання шляхів, військова техніка) потенційно перемішують профіль і створюють нові гарячі точки [27].

## РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 2.1. Опис об'єкту дослідження (Народицька ОТГ)

Народицька територіальна громада розташована на північному заході Житомирської області, у глибині поліського краєвиду, який століттями формувався під впливом заболочених низин, торфовищ і великих лісових масивів. Це простір, де природа завжди відігравала провідну роль: тут не відчувається різкого поділу між населеними пунктами та довкіллям, усе переходить одне в одне – соснові ліси, березові гаї, протяжні луки, заплави річок і невеликі ділянки орних земель. Народицька громада є однією з найбільших за площею сільських громад України, проте щільність населення тут дуже низька, що створює відчуття простору, тиші й певної віддаленості від інтенсивно освоєних територій.

Ландшафт, характерний для Полісся, вирізняється рівнинністю: м'які хвилі рельєфу, піщані підвищення, переривчасті ділянки супіщаних ґрунтів поступово знижуються до заболочених улоговин. Тут поширені дерново-підзолисті ґрунти, які формувалися під густими лісами, а у заплавах річок зустрічаються більш родючі, осадові й важкі ґрунти. Гідромережа не велика за масштабами, але досить густо розгалужена: територією течуть невеликі річки й струмки, серед яких річка Уж та її притоки; є численні старичні озера, заплавні водойми й меліоративні канали, закладені у другій половині ХХ століття. Клімат громади – помірно континентальний із виразною вологістю, спричиненою сусідством лісів і боліт. Літо тепле та вологе, зима помірно холодна; погодно-кліматичний режим сприяє розростанню лісів, які займають понад половину території громади [11].

Однак природний образ Народицької громади неможливо уявити без урахування подій 1986 року, коли аварія на Чорнобильській АЕС докорінно змінила екологічний, демографічний та економічний стан цього краю. Значні площі були включені до зони гарантованого добровільного відселення та зони

безумовного відселення. Радіоактивне забруднення, насамперед ізотопом цезію-137, лягло нерівномірними «плямами»: одні території виявилися відносно придатними для обмеженого використання, інші – протягом десятиліть залишаються під суворими обмеженнями. Після аварії багато населених пунктів втратили більшість мешканців, деякі фактично спорожніли; населення постаріло, молодь виїхала в міста, а ліс і чагарники швидко зайняли покинуті землі.

Сільське господарство, традиційне для поліських сіл, нині відіграє обмежену роль. Через небезпеку накопичення радіонуклідів у продукції та відсутність достатньої кількості населення інтенсивне землеробство тут практично не розвинене. Натомість збереглося лісове господарство, заготівля деревини та деревообробка, хоча вони також здійснюються з урахуванням радіологічного контролю. У менш забруднених районах ведуться підсобне тваринництво та пасовищне скотарство. Певні території мають потенціал для розвитку альтернативної енергетики або природоохоронних проєктів, але ці напрями потребують спеціального наукового супроводу та оцінки безпечності.

Соціальна структура громади зберігає відбиток післяаварійної історії: багато сіл малочисельні, часто з населенням переважно старшого віку. Інфраструктура в таких поселеннях підтримується в базовому стані, але дороги, зв'язок і соціальні послуги працюють нерівномірно. Проте саме така низька антропогенна активність призвела до того, що природа на багатьох ділянках відновилася надзвичайно швидко: ліси розширили свої межі, тваринний світ збагатився, а у віддалених куточках громади можна відчутти атмосферу майже дикої поліської природи.

З екологічного та наукового погляду Народицька громада унікальна. Вона стала територією довготривалих досліджень, де вчені мають можливість спостерігати за міграцією радіонуклідів у ґрунтових горизонтах, рослинності, грибах і тваринах, аналізувати механізми природного самоочищення

екосистем та відновлення біорізноманіття після техногенного впливу. Саме тут можна простежити, як природа адаптується до радіаційного фону, і які фактори впливають на безпеку ведення господарської діяльності.

Перспективи розвитку громади пов'язані з декількома можливими напрямами. Серед них – екологічні та наукові проекти, що передбачають створення дослідницьких центрів, лабораторій моніторингу, природоохоронних парків або програм відновлення лісових і болотних екосистем. Інший напрям – обережний розвиток екотуризму в тих зонах, де це безпечно та дозволено: маршрути спостереження за природою, етнографічні маршрути, освітні програми. Також перспективним може бути малий бізнес, пов'язаний із деревиною, ремеслами, зеленою енергетикою та інноваційними формами використання екологічно безпечних ділянок.

Народицька громада – це своєрідний ландшафт контрастів. З одного боку, вона є частиною класичного Полісся з його спокійними рівнинами, хвойними лісами та тихими річками. З іншого – це територія, що пережила одну з найбільших техногенних катастроф у світі, що визначило її сучасний вигляд і можливості розвитку. Вона зберігає природну красу й величезний потенціал для науки, але водночас потребує обережного поводження, відповідального управління і поваги до її історії.

## **2.2. Вимірювання показників гамма-фону та щільності забруднення $^{137}\text{Cs}$ у місцях відбору проб приладом РКГ-14 «Virtuoso»**

Для оцінювання радіаційного стану природних територій, зокрема лісових та агроландшафтних екосистем, застосовують портативні дозиметричні прилади, здатні визначати потужність дози гамма-випромінювання та поверхневу активність радіонуклідів. У межах цього дослідження вимірювання проводилися за допомогою радіометра РКГ-14 «Virtuoso» (рис. 2.1, табл. 2.1). Прилад призначений для реєстрації  $\gamma$ -

випромінювання, визначення потужності еквівалентної дози (ПЕД) гамма-випромінювання, а також для оцінки радіоактивного забруднення ґрунтів і різних поверхонь. Його функціонування передбачає під'єднання до мобільного телефону через канал Bluetooth, після чого в спеціальному застосунку Virtuoso здійснюється керування приладом, налаштування режимів роботи та збереження результатів вимірювань.



Рис. 2.1 Загальний вигляд радіометру РКГ-14 «Virtuoso»

Вимірювання гамма-фону проводилися у трьох визначених точках, у кожній з яких виконували не менше десяти повторних замірів. Вимірювання здійснювали на висоті 1 м над поверхнею землі з фіксацією географічних координат. Такий підхід дав можливість отримати репрезентативну кількість даних для подальшого розрахунку середнього значення потужності гамма-дози та оцінки просторової варіабельності радіаційного фону.

Крім того, у місцях відбору зразків ґрунту проводили вимірювання щільності радіоактивного забруднення за ізотопом  $^{137}\text{Cs}$ . Для цього радіометр установлювали на висоті 10 см над поверхнею ґрунту безпосередньо в точці,

де надалі виконувалася прикопка. Такий спосіб забезпечує максимальну відповідність отриманих показників фактичному стану ґрунтового горизонту, з якого відбирали проби.

Таблиця 2.1

## Характеристики радіометру РКГ-14 «Virtuoso» [12]

Показник	Значення	Примітки
Діапазон вимірювань питомої активності радіонуклідів $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$	50 ... 200 000 Бк/кг	Геометрії «2р», «4р»
Границя допустимої основної відносної похибки при вимірюванні $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$	$\pm 35\%$	P=0.95
Діапазон оцінки поверхневої активності $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$	500 ... 1 000 000 Бк/м <sup>2</sup>	
Діапазон вимірювань ефективної питомої активності природних радіонуклідів $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ , $^{40}\text{K}$	200 ... 20 000 Бк/кг	Геометрії «2р», «4р»
Границя допустимої основної відносної похибки при вимірюванні $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ , $^{40}\text{K}$	$\pm 35\%$	P=0.95
Діапазон вимірювань потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінення від $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$	0.001 ... 10 мкЗв/год	
Границя допустимої основної відносної похибки при вимірюванні дози від $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$	$\pm 20\%$	P=0.95
Нестабільність показів радіометра за 8 годин роботи	$\leq 5\%$	
Діапазон вимірювань потужності амбієнтного еквівалента дози Н*(10)	0.01 ... 50 мкЗв/год	
Границя допустимої основної відносної похибки ПАЕД Н*(10)	(15 + 1/Н*(10)) %	Н*(10) – числове значення ПАЕД, мкЗв/год

Чутливість до гамма-випромінення ( $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$ )	$\geq 500$ (імп./с)/(мкЗв/год)	
Діапазон енергій гамма-випромінення, що реєструється	0.05 ... 3 МеВ	
Енергетична залежність показів для 59 кеВ ( $^{241}\text{Am}$ ), 1.3 МеВ ( $^{60}\text{Co}$ ), 0.66 МеВ ( $^{137}\text{Cs}$ )	30 %	
Залежність чутливості від кута падіння гамма-випромінення (анізотропія)	$\leq 30$ %	
Кількість каналів амплітудного гамма-спектра	1 024	
Час встановлення робочого режиму пристрою детектування	$\leq 1$ хв	
Час безперервної роботи від Li-Ion акумулятора типу AA LIR14500	$\geq 24$ год	Умови: гамма-фон $\leq 0.5$ мкЗв/год
Діапазон робочих температур	-20 ... +50 °C	
Габаритні розміри пристрою детектування	114 × 36 × 83 мм	
Маса пристрою без чохла (з акумулятором)	0.352 кг	

### 2.3. Методика відбору проб ґрунту та підготовка їх до вимірювання

Для визначення вертикального розподілу радіонуклідів ми взяли послідовні шари (інтервали) у верхньому профілі на трьох полях, у трьох точках; 0–5 см, 5–10 см, 10–15 см, 15–20 см, 20–25 см, 25–30 см, 30–35 см, 40–45 см і 45–50 см. Така деталізація особливо рекомендована для  $^{137}\text{Cs}$  (оскільки він концентрується у верхніх шарах, але може мігрувати глибше).

Кожен шар ми маркували (номер точки + інтервал глибини) і запакували у чисті поліетиленові пакети (рис. 2.2).



Рис. 2.2. Процес відбору проб та вигляд профілю ґрунту

Після цього проби пройшли етап сушки у сушильній шафі, далі були просіяні через сито і розподілені у спеціальні пластикові контейнери по 100 – 140 г (рис. 2.3 і 2.4).



Рис. 2.3. Підготовка проб ґрунту до вимірювання

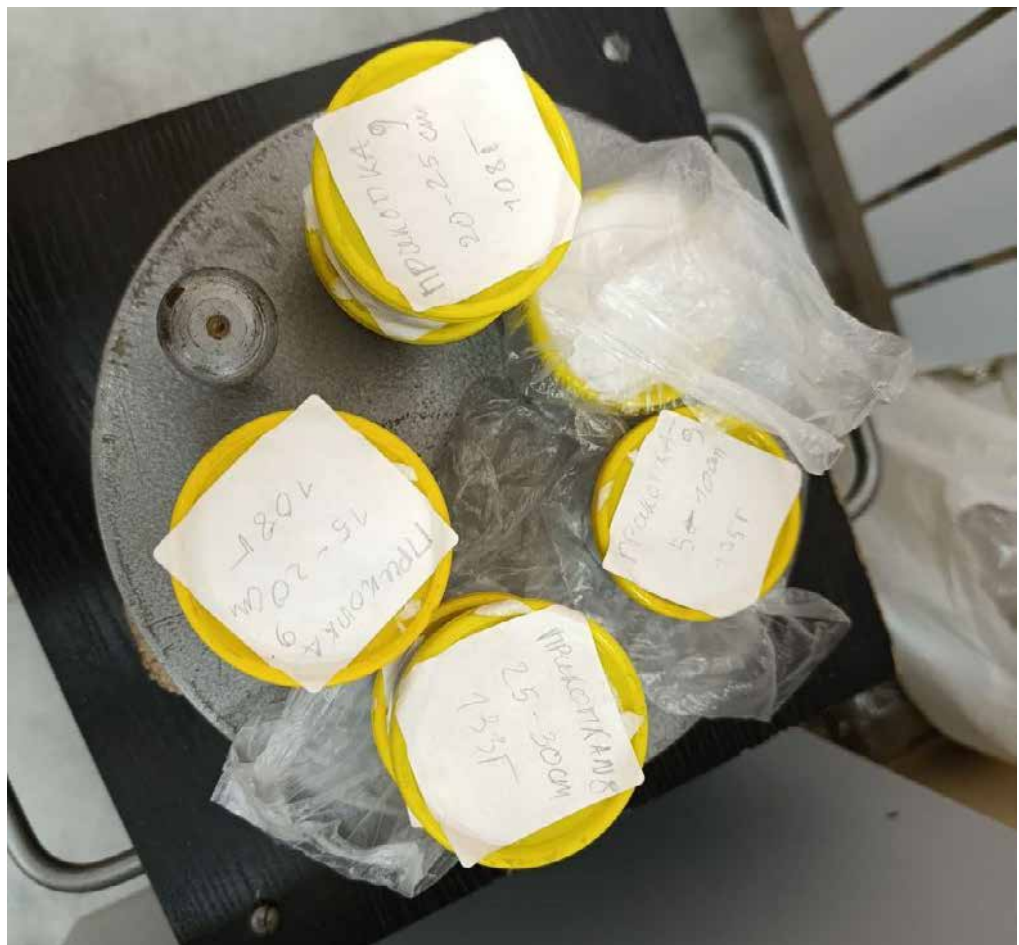


Рис. 2.4. Готові проби перед вимірюванням

## 2.4. Методика вимірювання питомої активності гамма-випромінюючих радіонуклідів на спектрометрі СЕГ-001 АКП-С 63

Спектрометр енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С»-63( рис. 2.5, табл. 2.2 призначений для проведення якісного та кількісного аналізу гамма-випромінюючих радіонуклідів у продуктах харчування, об'єктах довкілля, сільськогосподарській продукції, будівельних матеріалах та радіоактивних відходах [14].



Рис. 2.5 Вигляд спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63

Методика вимірювання питомої активності гамма-випромінюючих радіонуклідів на спектрометрі СЕГ-001 АКП-С-6

Дана методика визначає порядок підготовки проб, проведення вимірювань і опрацювання результатів під час визначення питомої активності гамма-випромінюючих радіонуклідів у зразках навколишнього середовища за допомогою спектрометра СЕГ-001 АКП-С-6. Вимірювання здійснюються методом прямої гамма-спектрометрії у каліброваних геометріях із застосуванням стандартних джерел активності.

Таблиця 2.2

## Основні характеристики спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63

Діапазон реєстрованих енергій, МеВ	0,1-3
Енергетична роздільна здатність по лінії 0.661 МеВ ( $^{137}\text{Cs}$ ), %	<9
Інтегральна нелінійність, %	<1
Макс. вхідне завантаження, с-1	$\leq 10^4$
Мінімально вимірювана активність при зовнішньому тлі 15 мкР/год при експозиції 1 год посудини Марінеллі 1л, Бк	
по $^{137}\text{Cs}$	1,2
по $^{226}\text{Ra}$	6,0
по $^{40}\text{K}$	20
по $^{232}\text{Th}$	3,0
Число каналів аналізатора, не менше	1024
Час встановлення робочого режиму, хв	30
Час безперервної роботи, год	24
Живлення	220В, 50 Гц
Споживана потужність, Вт	250

Підготовка проб передбачає приведення матеріалу до однорідного стану, що забезпечує достовірність результатів. Зразки ґрунту висушують до постійної маси, подрібнюють і просівають, після чого переносять у вимірювальну ємність без ущільнення. Рослинні зразки доводять до повітряно-сухого стану та також подрібнюють, формуючи рівномірну структуру. Водні проби зазвичай концентрують шляхом випаровування або сорбції, отримуючи сухий залишок, придатний для вимірювань.

Перед початком роботи спектрометр піддається енергетичному калібруванню за основними лініями відомих джерел, що дозволяє забезпечити коректність шкали енергій і точність розпізнавання піків. Калібрування за ефективністю виконується у тій самій геометрії, що й подальші вимірювання проб, після чого в систему вносять отримані параметри ефективності. Перед серією вимірювань здійснюють реєстрацію фонового спектра, який надалі автоматично враховується програмним забезпеченням.

Під час вимірювань оператор встановлює пробу в камеру детектора та обирає відповідний режим. Тривалість накопичення спектра визначається необхідною статистичною точністю і зазвичай становить від пів години до години. Після завершення реєстрації система аналізує спектр, виділяє піки та обчислює активність радіонуклідів.

Питому активність визначають із використанням зареєстрованого числа імпульсів під піком, ефективності детектування, інтенсивності гамма-випромінювання, часу вимірювання та маси зразка. Отриманий результат супроводжується оцінкою невизначеності, яка включає як статистичні, так і систематичні компоненти. Для діапазону активностей 50–200 000 Бк/кг гранична відносна похибка вимірювання не повинна перевищувати 20 %.

Підготовлений протокол вимірювань містить інформацію про пробу, дату та умови аналізу, результати визначення кожного радіонукліда, оцінені невизначеності та підписи відповідальних осіб. Для забезпечення стабільності результатів проводиться регулярний контроль фону, повторні вимірювання контрольних зразків та періодична повірка обладнання, що гарантує надійність роботи спектрометра СЕГ-001 АКП-С-6.

## **2.5 Методика розрахунку щільності забруднення $^{137}\text{Cs}$**

Після вимірювання питомої активності радіонуклідів у пробах ґрунту, провели розрахунки щільності забруднення території згідно з прикладом:

Маса ґрунту 1305 г.  $N_{\phi} - 75$  імп.  $N_{\text{пр}+\phi} - 1155$  імп.

$$A_{\text{пр}} = (1155 - 75) : 1,305 = 827,6 \text{ Бк/кг}$$

1. Визначаємо питому масу  $1 \text{ см}^3$  ґрунту, для чого отриману масу ділимо на об'єм ( $1 \text{ л} = 1000 \text{ см}^3$ ):  $1305 \text{ г} : 1000 \text{ см}^3 = 1,305 \text{ г/см}^3 = 1,3 \text{ г/см}^3$

2. Визначаємо вміст  $^{137}\text{Cs}$  на  $1 \text{ м}^2$ , якщо товщина забрудненого шару становила 20 см.

а) вираховуємо масу забрудненого шару, для чого перемножуємо показники площі ґрунту, товщини шару і об'ємної маси:  $100 \text{ см} \times 100 \text{ см} \times 20 \text{ см} \times 1,3 \text{ г/см}^3 = 260000 \text{ г} = 260 \text{ кг}$

б) знаходимо вміст  $^{137}\text{Cs}$  на  $1 \text{ м}^2$ , для чого забруднення 1 кг множимо на визначену масу ґрунту:  $827,6 \text{ Бк/кг} \times 260 \text{ кг} = 215176 \text{ Бк} = 215,18 \text{ кБк}$

3. Визначаємо забруднення території в  $\text{Кі/км}^2$ , для чого ділимо отримане забруднення на забруднення при 1  $\text{Кі}$  ( $1 \text{ Кі/км}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$ ):  $215,18 \text{ кБк/м}^2 : 37 \text{ кБк/м}^2 = 5,8 \text{ Кі/км}^2$  [13].

### РОЗДІЛ III. ВЕРТИКАЛЬНИЙ РОЗПОДІЛ $^{137}\text{CS}$ НА ВИВЕДЕНИХ З ОБІГУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДДЯХ ЗОНИ БЕЗУМОВНОГО (ОБОВ'ЯЗКОВО) ВІДСЕЛЕННЯ (НА ПРИКЛАДІ НАРОДИЦЬКОЇ ОТГ)

#### 3.1. Результати вимірювання потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання радіометром РКГ-14 “Virtuoso”

На скрінках з додатка “Virtuoso” зафіксовані місця відбору проб на виведених з обігу сільськогосподарських угіддях (рис. 3.1-3.3, табл. 3.1).

Всі три ділянки відбору проб характеризувалися міцним щільним дерново-підзолистим ґрунтом.

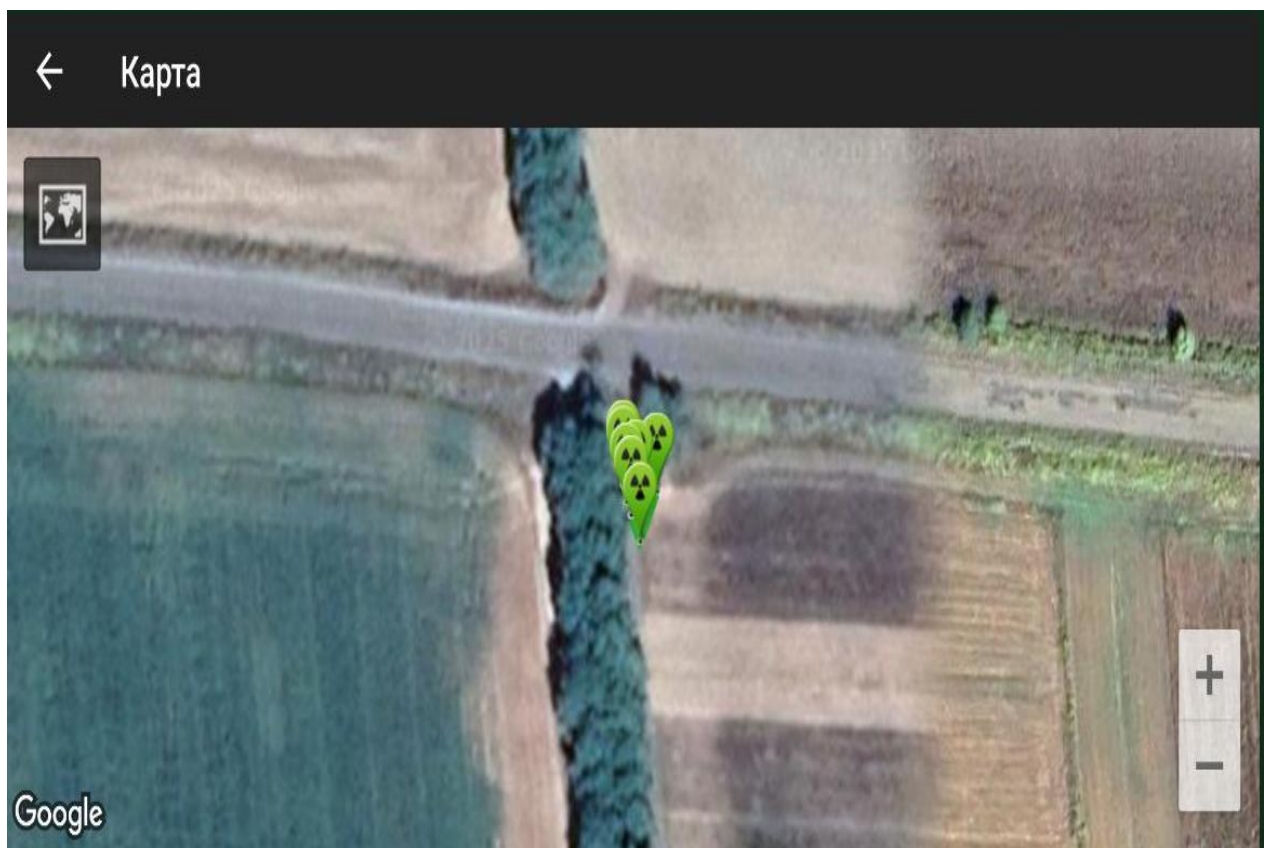


Рис. 3.1. Розташування місця відбору проб №6

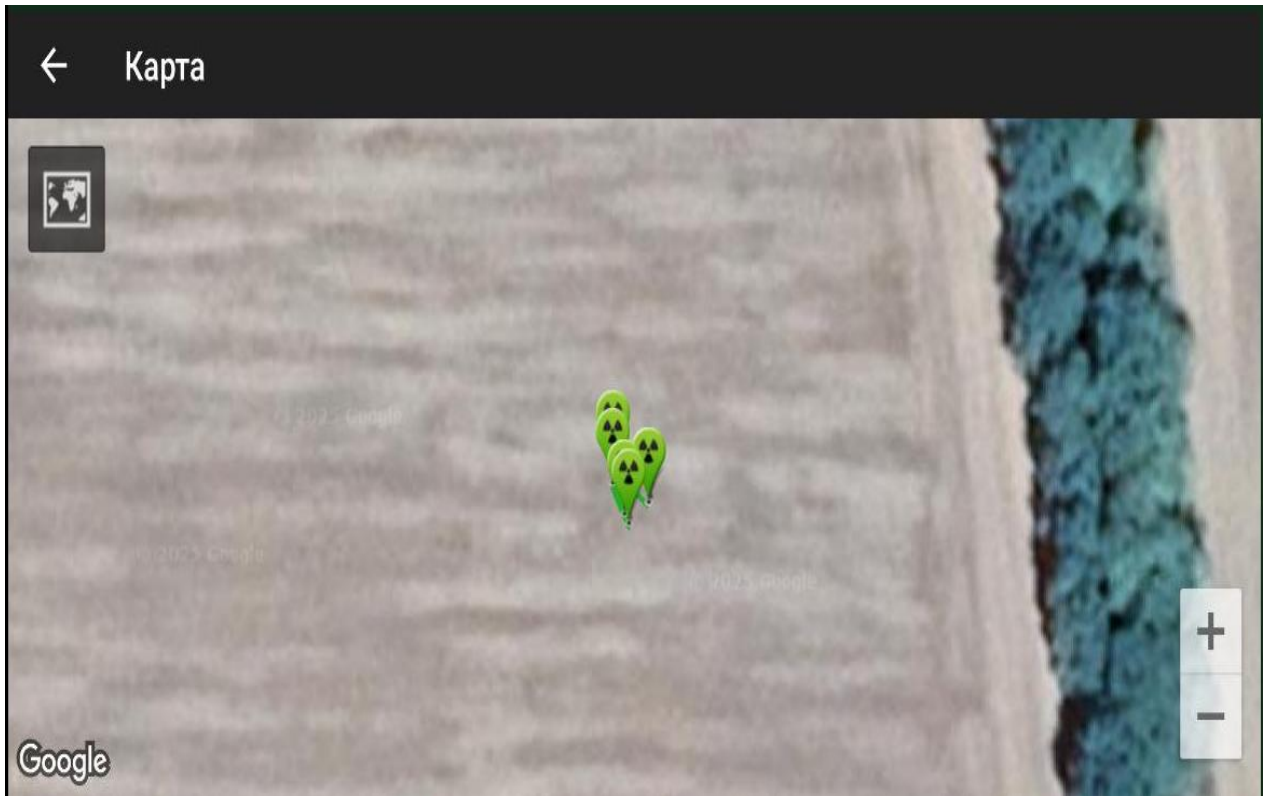


Рис. 3.2. Розташування місця відбору проб №5

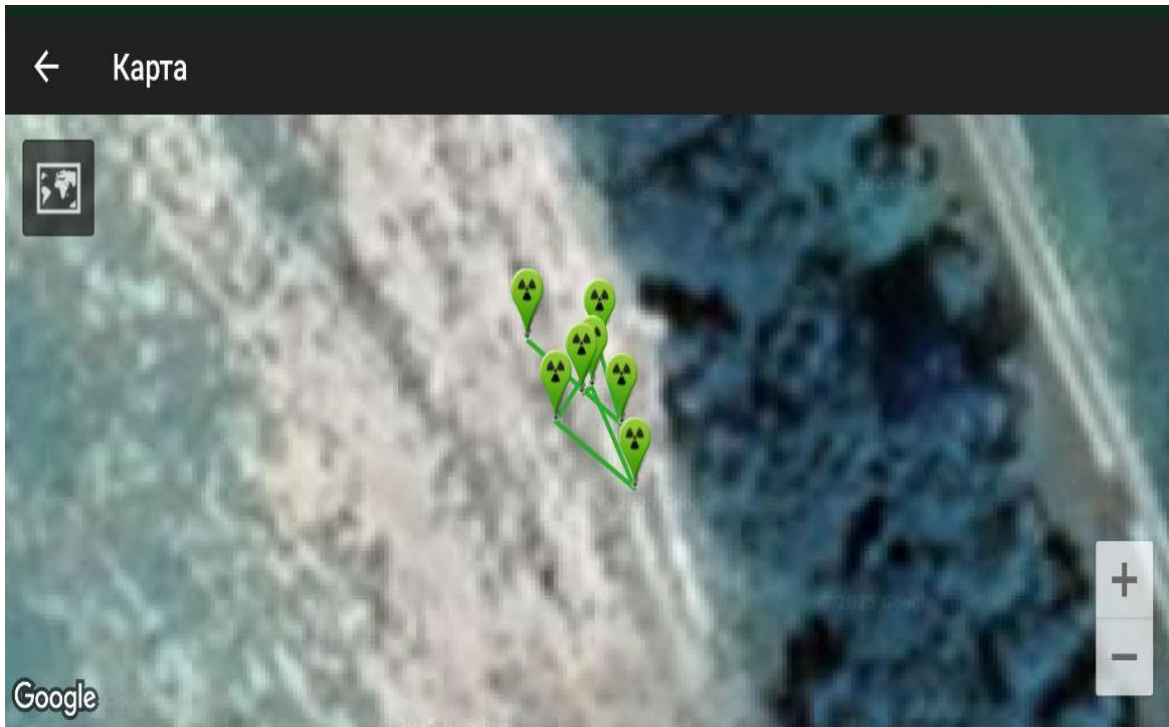


Рис. 3.3. Розташування місця відбору проб №7

Таблиця 3.1

## Координати точок та результати вимірювання

Точка відбору	Географічні координати		ПЕД, мкЗв/год
	Широта	Довгота	
Прикопка 5	51°13'3.167"N	29°5'43.499"E	0,15±0,001
Прикопка 6	51°13'7.269"N	29°5'38.190"E	0,26±0,001
Прикопка 7	51°13'21.369"N	29°2'56.284"E	0,21±0,001

На точках відбору радіаційний фон знаходиться у межах від 0,15 до 0,26 мкЗв/год, що не перевищує допустимі норми згідно НРБУ-97 та постановою МОЗ №116 від 12.07.2000. Відносно можна виділити прикопку 6 та 7 так як вони перевищують прийняти за природний фон у 0,2 мкЗв/год, але такий рівень вважається безпечним та не повинен вважатися підставою для введення спеціальних заходів для обмеження діяльності на цих територіях.

На наступних скрінах представлені результати вимірювання поверхневої активності у місцях відбору проб з допомогою дозиметра радіометра РКГ- 14 “Virtuoso” у спеціальному мобільному додатку (рис. 3.4-3.6).

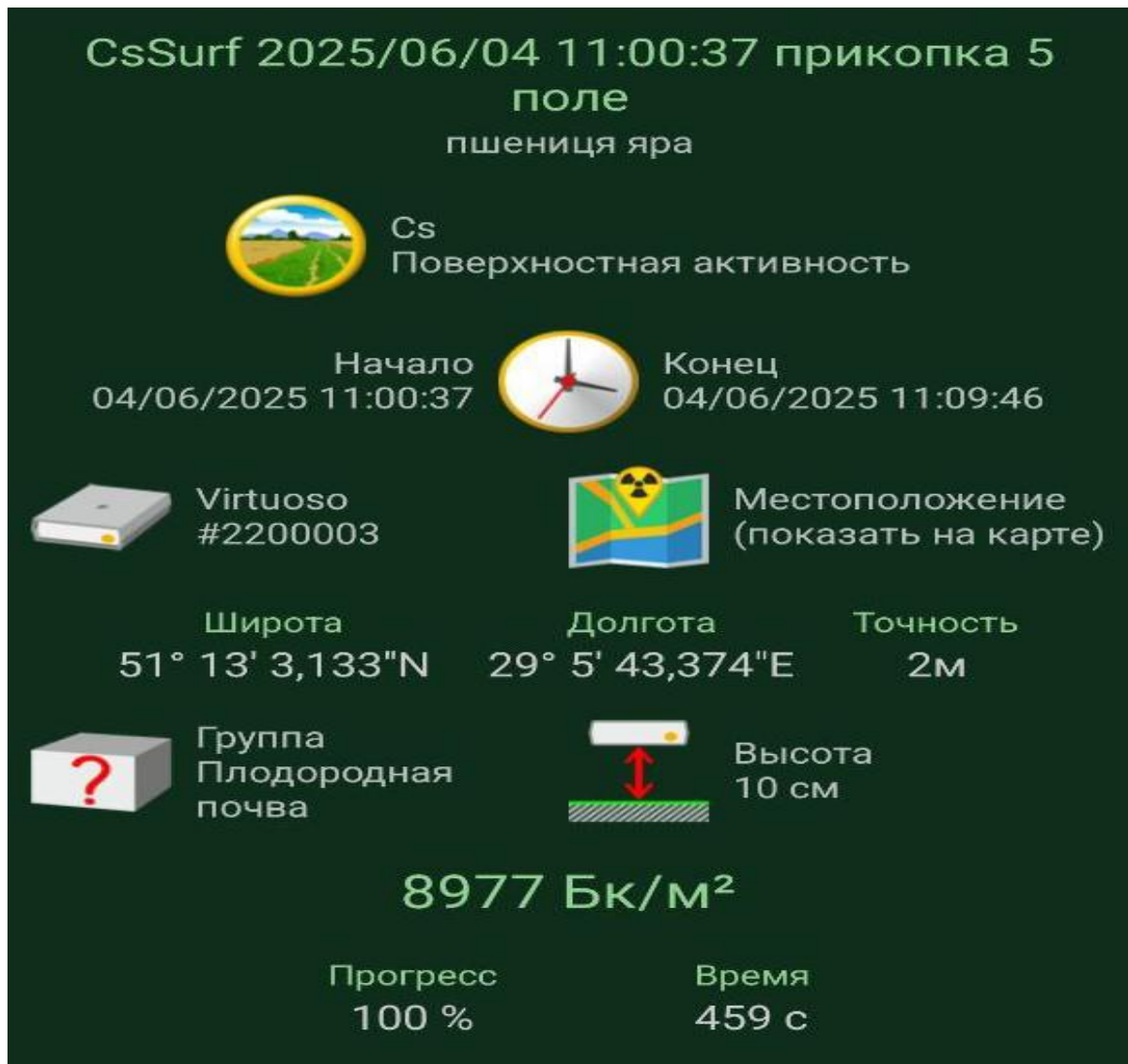


Рис. 3.4. Результати вимірювань поверхневої активності у прикопці 5

Прикопка має найнижчий показник поверхневої активності, з досліджуваних ділянок, що коригує з рівнем гамма фону та результатами вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ .



Рис. 3.5. Результати вимірювань поверхневої активності у прикопці 6

Прикопка має найвищий показник поверхневої активності, з досліджуваних ділянок, що коригує з рівнем гамма фону та результатами вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ .

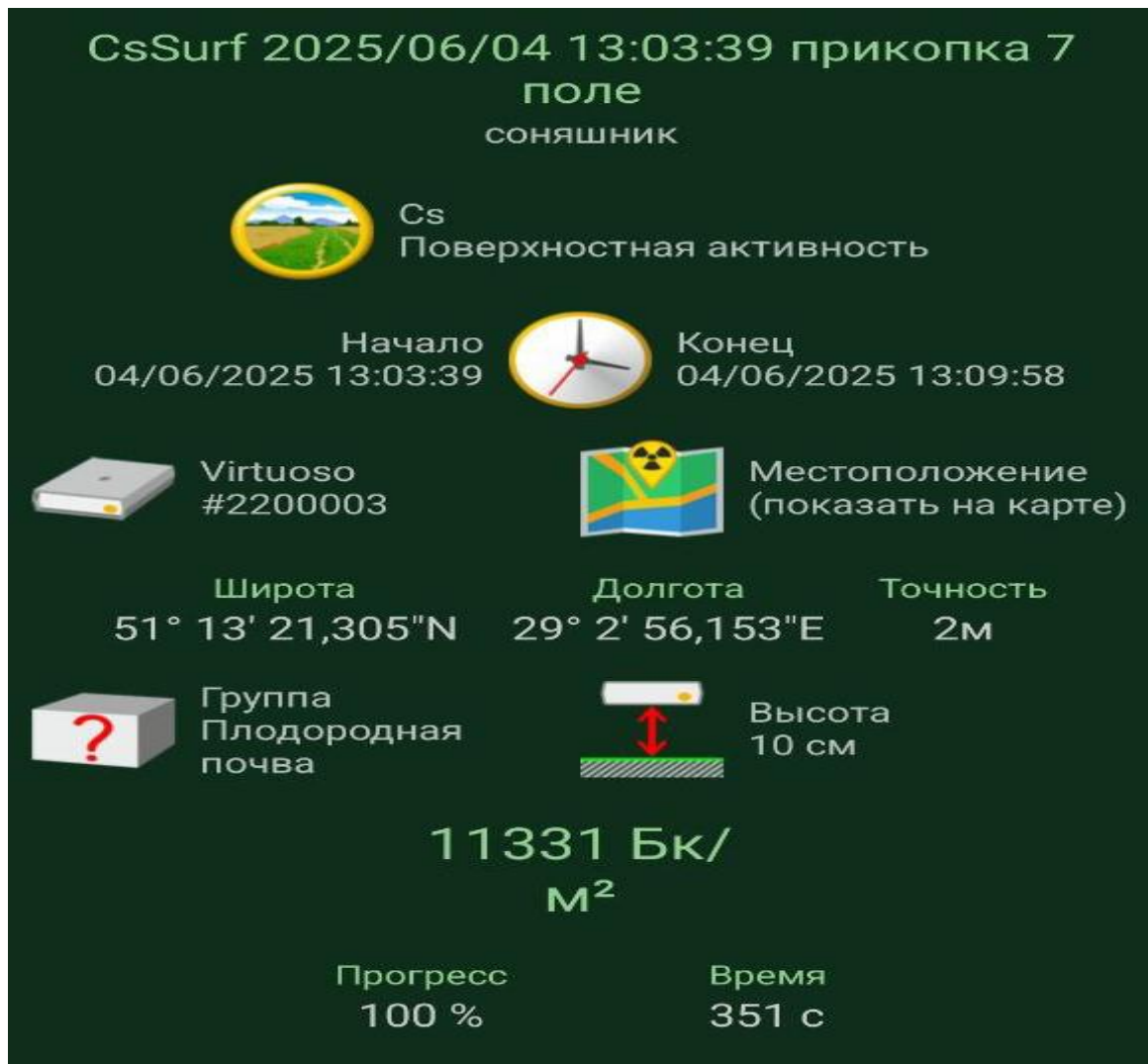


Рис. 3.6. Результати вимірювань поверхневої активності у прикопці 7

Результати проведення вимірювання на трьох дослідних точках показує нам, що рівень поверхнева активності  $^{137}\text{Cs}$  знаходиться у межах від 8900 Бк/м<sup>2</sup> до 16865 Бк/м<sup>2</sup>.

### 3.2. Результати вимірювання питомої активності $^{137}\text{Cs}$ та $^{40}\text{K}$

У таблиці 3.2 активність  $^{137}\text{Cs}$  є найвищою у верхньому шарі ґрунту. На глибині 0–5 см вона становить  $236 \pm 31$  Бк/кг, а у шарі 5–10 см –  $249 \pm 30$  Бк/кг, тобто максимальні значення припадають на перші 10 сантиметрів профілю. Уже на глибині 10–15 см активність падає до  $190 \pm 25$  Бк/кг, а нижче, у межах 15–35 см, вміст цезію істотно знижується та коливається від 17 до 30 Бк/кг.

Починаючи з глибини понад 35 см, активність  $^{137}\text{Cs}$  знаходиться на рівні межі виявлення ( $\leq 10\text{--}13$  Бк/кг). Такий характер розподілу свідчить про слабку вертикальну міграцію цезію та його накопичення у верхніх горизонтах ґрунту.

Таблиця 3.2

Результати вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  у ґрунті  
прикопки №5

Прикопка, глибина відбору	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Питома активність $^{40}\text{K}$ , Бк/кг
№5: 0-5 см	0,130	236±31	420±197
№5: 5-10 см	0,133	249±30	492±172
№5: 10-15 см	0,125	190±25	413±173
№5: 15-20 см	0,131	30±7	487±106
№5: 20-25 см	0,126	17±12	515±160
№5: 25-30 см	0,117	21±12	486±160
№5: 30-35 см	0,104	25±13	541±184
№5: 35-40 см	0,125	$\leq 10$	386±162
№5: 40-45 см	0,121	$\leq 12$	385±166
№5: 45-50 см	0,135	$\leq 13$	312±150

На відміну від цезію, природний радіонуклід  $^{40}\text{K}$  має відносно рівномірний розподіл по всій товщі профілю. Значення варіюють від  $312\pm 150$  до  $541\pm 184$  Бк/кг, що є типовим для мінеральних ґрунтів. У верхньому шарі активність становить 420–492 Бк/кг, на глибинах 20–35 см спостерігається невелике підвищення до 515–541 Бк/кг, а в нижніх горизонтах (40–50 см) вона дещо зменшується до 312–385 Бк/кг. Такі коливання відображають природні зміни у складі ґрунтової товщі й не пов'язані з техногенними впливами.

У таблиці 3.3 активність  $^{137}\text{Cs}$  у верхній частині профілю є найвищою. На глибині 0–5 см вона становить  $461\pm 50,7$  Бк/кг, а у шарі 5–10 см –  $433\pm 51,9$  Бк/кг. Подібні високі значення зберігаються і на глибині 10–15 см ( $448\pm 49,3$  Бк/кг) та 15–20 см ( $437\pm 52,4$  Бк/кг), що вказує на дещо глибше проникнення

цезію порівняно з типовим розподілом після випадіння Чорнобильських радіонуклідів.

Таблиця 3.3

Результати вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  у ґрунті  
прикопки №6

Прикопка, глибина відбору	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Питома активність $^{40}\text{K}$ , Бк/кг
№6: 0-5 см	0,101	461± 50,7	404±193,9
№6: 5-10 см	0,118	433±51,9	<405
№6: 10-15 см	0,110	448± 49,3	<380
№6: 15-20 см	0,127	437±52,4	<338
№6: 20-25 см	0,112	464±51,04	447±178,8
№6: 25-30 см	0,107	398±43,8	<337
№6: 30-35 см	0,120	416±45,8	427±230,6
№6: 35-40 см	0,116	144,6±21,7	439±254,6
№6: 40-45 см	0,136	103±12,4	407±101,8
№6: 45-50 см	0,117	38,7±8,1	469±117,3

Максимальна активність фіксується у шарі 20–25 см, де вона підвищується до 464±51,04 Бк/кг. Нижче, починаючи з глибини 25–30 см, активність  $^{137}\text{Cs}$  поступово зменшується до 398±43,8 Бк/кг, а у шарі 30–35 см — до 416±45,8 Бк/кг. Далі, на глибинах 35–50 см, вміст цезію різко падає й наближається до фонових значень: 144±21,7 Бк/кг (35–40 см), 103±12,4 Бк/кг (40–45 см) та лише 38,7±8,1 Бк/кг у найглибшому шарі 45–50 см. Такий розподіл свідчить про поступове вертикальне переміщення радіоцезію вниз за профілем, ймовірно внаслідок фізико-хімічних властивостей ґрунту або процесів промивання.

Щодо природного радіонукліду  $^{40}\text{K}$ , його активність є помірною та істотно варіює залежно від глибини. У верхньому 0–5 см шарі вона становить 404±19,9 Бк/кг. Для глибин 5–10, 10–15 і 15–20 см зазначено лише верхні межі значень (<405, <380, <338 Бк/кг відповідно), що свідчить про відносно

невисоку та стабільну концентрацію. Певне зростання активності спостерігається у шарі 20–25 см, де вона досягає  $447 \pm 17,8$  Бк/кг. В інших горизонтах профілю значення  $^{40}\text{K}$  знову переважно знижуються або залишаються помірними:  $<337$  Бк/кг (25–30 см),  $427 \pm 23,6$  Бк/кг (30–35 см),  $439 \pm 25,4$  Бк/кг (35–40 см),  $407 \pm 10,6$  Бк/кг (40–45 см) та  $469 \pm 11,7$  Бк/кг (45–50 см).

Загалом, отримані результати показують, що активність  $^{137}\text{Cs}$  у прикопці №6 є значно вищою в усіх шарах порівняно з результатами для прикопки №5 і зберігає суттєві значення навіть на глибині 30–35 см. Це може вказувати на специфічні умови накопичення та міграції радіоцезію в цій ділянці. Натомість розподіл  $^{40}\text{K}$  залишається природним і порівняно рівномірним.

У таблиці 3.4 активність  $^{137}\text{Cs}$  у верхніх горизонтах (0–15 см) зберігається приблизно на однаковому рівні — від 250 до 280 Бк/кг. Зокрема, у шарі 0–5 см вона становить  $280 \pm 50,4$  Бк/кг, на глибині 5–10 см —  $280 \pm 36,4$  Бк/кг, а в інтервалі 10–15 см —  $250 \pm 37,5$  Бк/кг. Дещо підвищене значення спостерігається у проміжку 15–20 см, де активність досягає  $276 \pm 33,1$  Бк/кг. Нижче, у шарі 20–25 см, рівень  $^{137}\text{Cs}$  становить  $256 \pm 30,7$  Бк/кг, а на глибині 25–30 см —  $270 \pm 32,4$  Бк/кг, що свідчить про певне утримання цезію у середній частині профілю. Далі, починаючи з глибини 30–35 см, активність різко зменшується до  $267 \pm 37,4$  Бк/кг, а у горизонтах 35–40 см і 40–45 см показники падають відповідно до  $102 \pm 23,5$  Бк/кг та  $49 \pm 17,6$  Бк/кг. Найнижче значення зареєстровано у шарі 45–50 см, де активність становить  $<10$  Бк/кг, що відповідає близьким до фонових рівнів. Такий характер зміни активності вказує на переважаюче накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у верхніх 20–30 см і різке зниження його концентрації у глибшій частині профілю.

Таблиця 3.4

Результати вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  у ґрунті  
прикопки №7

Прикопка, глибина відбору	Маса зразка, кг	Питома активність $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Питома активність $^{40}\text{K}$ , Бк/кг
№7: 0-5 см	0,125	280±50,4	<344
№7: 5-10 см	0,110	280±36,4	500±220
№7: 10-15 см	0,143	250±37,5	500±240
№7: 15-20 см	0,116	276± 33,1	460±174,8
№7: 20-25 см	0,153	256± 30,7	425±161,5
№7: 25-30 см	0,134	270±32,4	455±159,3
№7: 30-35 см	0,115	267±34,7	<348
№7: 35-40 см	0,124	102±23,5	470±216,2
№7: 40-45 см	0,119	49±17,6	506±212,5
№7: 45-50 см	0,128	<10	443±186

Активність природного радіонуклідів  $^{40}\text{K}$  у ґрунтовій товщі відрізняється меншою варіабельністю. У верхніх шарах (0–15 см) вона становить менше 344 Бк/кг та близько 500 Бк/кг відповідно для шарів 0–5, 5–10 та 10–15 см. У діапазоні 15–30 см значення стабілізуються в межах 425–460 Бк/кг, а у шарі 30–35 см активність зменшується до <348 Бк/кг. На більших глибинах активність знову підвищується: 470±21,6 Бк/кг у шарі 35–40 см, 506±21,2 Бк/кг у шарі 40–45 см, тоді як на глибині 45–50 см вона становить 443±18,6 Бк/кг. Ці зміни відображають фізико-хімічну неоднорідність ґрунту та природний характер розподілу калію.

У цілому профіль прикопки №7 демонструє типову закономірність:  $^{137}\text{Cs}$  найбільш концентрований у верхніх горизонтах та поступово зменшується з глибиною, тоді як  $^{40}\text{K}$  розподілений рівномірніше у всьому профілі ґрунту.

### 3.3. Вертикальний розподіл активності $^{137}\text{Cs}$ у ґрунтовому профілі

На рис. 3.7 показано параметри розподілу  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профілю дерново-підзолистого ґрунту на сільськогосподарських угіддях (прикопки 5-7).

Ми спостерігаємо нерівномірний вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі на трьох точках відбору. Зокрема, у прикопці 5 фіксується зосередження радіонукліда у верхньому шарі 0–15 см, після чого його активність різко зменшується з глибиною. Такий тип розподілу більш притаманний ґрунтам природних екосистем, де після радіоактивного забруднення не здійснювали оранку чи інший глибокий механічний обробіток. Водночас на момент відбору проб на ділянці прикопки 5 поле вже було засіяне вівсом.

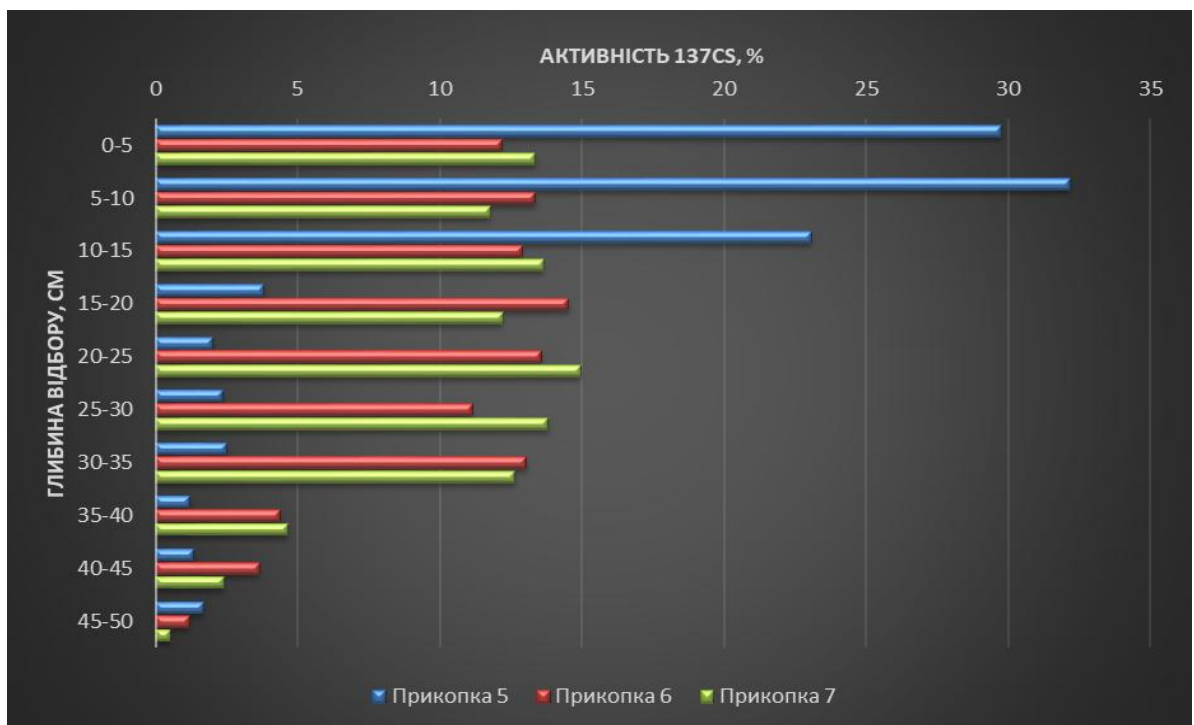


Рис. 3.7 Вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі сільськогосподарських угідь (на основі трьох точок пробовідбору).

На нашу думку, подібна картина може бути наслідком поширення сучасних технологій мінімального обробітку ґрунту, які передбачають відмову

від традиційної оранки. Поля на північ від смт Народичі після аварії на ЧАЕС були віднесені до 2-ї та 3-ї зон радіоактивного забруднення й протягом тривалого часу не залучалися до сільськогосподарських робіт. Останніми роками, через помітне покращення радіоекологічної ситуації, спостерігається поступове повернення цих територій до господарського використання, нерідко – шляхом самовільного освоєння радіоактивно забруднених ділянок [33].

Також важливим чинником слід вважати неоднорідність ґрунтового покриву, яка могла суттєво вплинути на інтенсивність вертикальної міграції радіонукліду [34].

Для прикопок 6 і 7 вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтовому профілі має практично однаковий характер. Активність радіонукліду рівномірно розподілена в шарі 0–35 см, де кожен п'ятисантиметровий інтервал містить близько 15% від загальної активності, а середній показник для трьох точок становить  $93,0 \pm 2\%$ . У горизонтах нижче 35 см рівень активності різко зменшується, і в шарі 45–50 см радіонуклід майже не виявляється.

Таблиця 3.5

Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{Ки}/\text{км}^2$ 

Точка відбору	Для шару 0-50 см	Для шару 0-10 см	Для шару 0-20 см	Результат вимірювання радіометром РКГ-14
Прикопка 5	$1,07 \pm 0,59$	$0,66 \pm 0,08$	$0,95 \pm 0,15$	$0,24 \pm 0,05$
Прикопка 6	$3,97 \pm 0,5$	$1,01 \pm 0,11$	$2,1 \pm 0,24$	$0,46 \pm 0,1$
Прикопка 7	$2,72 \pm 0,79$	$0,68 \pm 0,1$	$1,39 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,06$

Відповідно до статті 2 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», визначаються такі категорії радіоактивно забруднених зон:

1. Зона відчуження – територія, з якої у 1986 році було проведено евакуацію населення;
2. Зона безумовного (обов'язкового) відселення – територія з інтенсивним забрудненням довгоживучими радіонуклідами, де щільність забруднення ґрунту перевищує доаварійний рівень: для ізотопів цезію – від 15,0 Кі/км<sup>2</sup> і більше, стронцію – від 3,0 Кі/км<sup>2</sup> і більше, плутонію – від 0,1 Кі/км<sup>2</sup> і більше. За таких умов розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення з урахуванням міграції радіонуклідів у рослинність та інших чинників може перевищувати 5,0 мЗв (0,5 бер) на рік понад доаварійний рівень;
3. Зона гарантованого добровільного відселення – територія зі щільністю забруднення ґрунту ізотопами цезію у межах 5,0–15,0 Кі/км<sup>2</sup>, стронцію – 0,15–3,0 Кі/км<sup>2</sup>, плутонію – 0,01–0,1 Кі/км<sup>2</sup>, де розрахункова ефективна доза може перевищувати 1,0 мЗв (0,1 бер) за рік понад доаварійний рівень [1].

Порівнявши отримані в таблиці 3.5 результати з вимогами Закону України, встановлено, що досліджені території не підлягають віднесенню до зони гарантованого добровільного відселення, оскільки характеризуються низьким рівнем радіаційного забруднення.

## ВИСНОВКИ

1. Значення потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання у точках відбору зразків ґрунту знаходиться в межах  $0,15 \pm 0,01 - 0,26 \pm 0,01$  мкЗв/год.
2. Порівнявши отримані результати для щільності забруднення території  $^{137}\text{Cs}$  з вимогами Закону України, встановлено, що досліджені території не підлягають віднесенню до зони гарантованого добровільного відселення, оскільки характеризуються низькими значеннями для цього параметру: від  $1,07 \pm 0,59$  Кі/км<sup>2</sup> до  $3,97 \pm 0,5$  Кі/км<sup>2</sup> (що менше 5 Кі/км<sup>2</sup>).
3. Аналіз результатів розподілу радіонуклідів ґрунтовим профілем демонструє наступну закономірність:  $^{137}\text{Cs}$  найбільш концентрований у верхніх горизонтах та поступово зменшується з глибиною, тоді як  $^{40}\text{K}$  розподілений рівномірніше у всьому профілі ґрунту.
4. У прикопці 5  $^{137}\text{Cs}$  зосереджується переважно у верхньому шарі ґрунту 0–15 см, після чого його активність стрімко знижується. У прикопках 6 і 7 спостерігається майже однорідний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у межах 0–35 см, де кожен п'ятисантиметровий шар містить приблизно до 15% загальної активності. Нижче глибини 35 см значення активності різко падають, а в інтервалі 45–50 см радіонуклід фактично не фіксується.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Закон України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" від 27.02.91 р. № 791а-ХІІ.- Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР), 1991, № 16, ст.198, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>
2. Final report of the international mission on remediation of large contaminated areas off-site the Fukushima Daiichi NPP.- <https://reliefweb.int/report/japan/final-report-international-mission-remediation-large-contaminated-areas-site-fukushima>
3. Onishi Y. Fukushima and Chernobyl Nuclear Accidents' Environmental Assessments and U.S. Hanford Site's Waste Management // *Procedia IUTAM*, Volume 10, 2014, Pages 372-381.
4. Howard BJ, Fesenko S, Balonov M, Pröhl G, Nakayama S. A Comparison of Remediation After The Chernobyl and Fukushima Daiichi Accidents// *Radiat Prot Dosimetry*. 2017 Apr 1;173(1-3):170-176. doi: 10.1093/rpd/ncw312.
5. Методичні рекомендації по проведенню експертної оцінки радіоактивно-забруднених земель сільськогосподарського призначення для повернення їх у виробництво . - Київ, 2020 р.
6. Хомутінін Ю. В., Кашпаров В. О., Лазарєв М.М., Левчук С.Е., Процак В.П., В.В. Павлюченко Картографування забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь для повернення їх в господарське використання//«Ядерна фізика та енергетика» 20(3), 2019. 285-295
7. Хомутінін Ю. В., Левчук С. Є. Павлюченко В. В. Оптимізація відбору проб ґрунту при картуванні щільності радіоактивних випадінь. Вісник Житомирського університету. 2016. № 1(55), т. 3. - С. 74-84.
8. Kashparov V., Levchuk S., Zhurbal M., Protsak V., Khomutinin Y., Beresford N. A., Chaplow J. S. Spatial datasets of radionuclide contamination in

the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone// Earth Syst. Sci. Data, 2018,10.– P.339–353, <https://doi.org/10.5194/essd-10-339-2018>

9. Відомості Верховної Ради УРСР, 1991, № 16, ст.198, <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>

10. ЗАКОН УКРАЇНИ Про внесення змін і доповнень до Закону Української РСР "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи" <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2001-12#top>

11. Публічна кадастрова карта України. URL: <https://map.land.gov.ua>

12. Характеристика дозиметра РКГ-14 "VIRTUOSO" URL <https://ecotest.ua/virtuoso/>

13. В.А. Гайченко, І.М. Гудков, В.О. Кашпаров. ПРАКТИКУМ з радіобіології та радіоекології. Київ, 2009. 140 с.

14. Опис спектрометра енергії гамма випромінювання СЕГ-001 "АКП-С"-63 від компанії-виробника URL: <https://brom.ua/uk/спектрометр-енергіїгамма-izlucheniia-seg-001-акп-с-63>

15. ISO 18589-5:2009. Measurement of radioactivity in the environment - Soil - Part 5 : Measurement of strontium 90 – 2009

16. Довідник по основних методах визначення активності радіонуклідів. URL: <http://uiar.org.ua/Dovidnyk.pdf> ( 13.09.2021)

17. Holiaka, D.M., Levchuk, S.E., Kashparov, V.A., Holiaka, M.A., Yoschenko, L. V., Otreshko, L.N., Kosarchuk, O. V., Lazarev, N.M., 2020a. Vertical distribution of <sup>90</sup>Sr in soil profiles and its uptake by scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood growing within the Chernobyl exclusion zone. Nucl. Phys. At. Energy 21. <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.02.157> (in Ukrainian)

18. ISO 18589-5:2009. Measurement of radioactivity in the environment - Soil - Part 5 : Measurement of strontium 90 – 2009

19. Бугайчук Н.В., Даниленко Л.І. Северинова А.М. Методичний посібник «Уроки Чорнобиля: забути не можна». Черкаси, 2021. 104 с.

20. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС сайт URL: <https://atom.org.ua/?p=151>
21. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіоекологічний моніторинг. Київ, 2018. 64 с.
22. Основні характеристики  $^{137}\text{Cs}$  URL: <http://www.novaecologia.org/voecos-434-1.htm>
23. Характеристика  $^{90}\text{Sr}$  URL: <http://um.co.ua/11/11-7/11-74322.html>
24. Гудков І.М. Радіобіологія. Київ, 2016. 175 с.
25. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002 рр. (Методичні рекомендації), Київ, УкрНДІСГР, 1998, 104 с.
26. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр., Київ, УкрНДІСГР, 2000, 48 с.
27. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС) / Малиновський А.С., Романчук Л.Д., Дідух М.І., Кашпаров В.А. та ін. - Житомир: Вид-во ДАУ, 2006. - 76 с.
28. Хомутінін Ю.В., Левчук С.Є., Павлюченко В.В.. Оптимізація радіаційного моніторингу сільськогосподарської продукції та угідь. Ядерна фізика та енергетика 17(3) (2016.) 259.
29. Надточій П.П. та ін. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство). (К.: «Світ», 2003) 372 с.
30. Надточій П.П., Вольвач Ф.В., Гермашенко В.Г. Екологія ґрунту та його забруднення. – К.: Аграрна наука, 1997. - 487 с.
31. Дутов, О. І., Дутов, В. П., Ландін, В. П. та ін., 2015. Радіаційно-екологічні аспекти використання забруднених земель у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС. Агроекологічний журнал, 1, с. 115–120.

32. АТЛАС. Україна. Радіоактивне забруднення. - Київ, Міністерство надзвичайних ситуацій України, Інтелектуальні Системи ГЕО, 2011.]

33. Khomutinin, Y. V., Lazarev, M. M., Kosarchuk, O. V., та ін. Radiological status of agricultural lands of the Narodychi united territorial community. Nuclear Physics and Atomic Energy. 2024. Vol. 25, No. 3. С. 266–276. Режим доступу: <https://doi.org/10.15407/jnpae2024.03.266>

34. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: рекомендації / за заг. ред Прістера Б. С. К.: АТІКА, 2007. 196 с.