

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (ННІ) _____

Захисту рослин, біотехнології та екології _____

НУБІП України

УДК 502:628.4.047:631.8:631.5

ПОГОДЖЕНО

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Декан факультету (Директор ННІ)

Завідувач кафедри

Захисту рослин, біотехнології та екології

Екології агросфери та екологічного контролю

(назва факультету (ННІ))

(назва кафедри)

(підпис)

Коломієць Ю.В.

(ПШБ)

“ ”

2021 р.

(підпис)

Наумовська О.І.

(ПШБ)

“ ”

2021 р.

НУБІП України

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: «Особливості вирощування сільськогосподарських культур за внесення радіоактивно забрудненого попелу як меліоранту»

Спеціальність _____

101 «Екологія»

(код і назва)

Освітня програма _____

«Екологічний контроль та аудит»

(назва)

Орієнтація освітньої програми _____

Освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Гарант освітньої програми

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

(ПШБ)

НУБІП України

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

кандидат біологічних наук

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Ілленко В.В.

(ПШБ)

Виконав

(підпис)

Чудо О.Г.

(ПШБ)

НУБІП України

НУБІП України

КИЇВ 2021

НУБІП УКРАЇНИ

РЕФЕРАТ

Кваліфікаційна магістерська робота: 55 с., 7 рис., 14 табл., 45 джерел.

Предмет дослідження: перехід радіонуклідів у системі «грунт → рослина».

Об'єкти дослідження: редис сорту «Червоний з білим кінчиком» та салат сорту «Айсберг».

Мета дослідження: виміряти загальну β -радіоактивність зеленої маси редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг» за

виращування після внесення радіоактивно забрудненого попелу, як меліоранту,

та оцінити небезпеку отримання дози внутрішнього опромінення населенням сіл відповідно до норм радіаційної безпеки.

Методи дослідження: визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr

у зразках попелу та біомаси рослин проводили за допомогою спектрометра

енергії β -випромінювання – СЕБ-01-150, каліброваного стандартними зразками.

В першому розділі наведені основні теоретичні положення, проблеми, що існують стосовно накопичення штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у

дерев'яній рослинності що після спалювання концентруються в попелі, огляд

літератури.

У другому розділі описано об'єкт, умови та місце проведення досліджень, методи дослідження та обладнання.

У третьому розділі наведено результати дослідження, а саме визначено активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках попелу. Наведено значення

питомої активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках салату та редису, вирощеного за внесення попелу та визначено дозу внутрішнього опромінення у

разі їх споживання. Проведено аналіз та наведено проміжні висновки.

Ключові слова: попіл, радіонуклід, ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , питома активність.

НУБІП УКРАЇНИ

ЗМІСТ	
ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	10
1.1 Дозоутворюючі штучні радіонукліди	10
1.2 Природний радіаційний фон.....	12
1.3 Радіоактивність ґрунтів.....	13
1.4 Міграція радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища.....	14
1.4.1 Міграція радіонуклідів у атмосфері	17
1.4.2 Міграція радіонуклідів у ґрунті.....	17
1.4.3 Міграція радіонуклідів у водоймах.....	18
1.4.4 Міграція радіонуклідів у лісових екосистемах	19
1.4.5 Надходження радіонуклідів у рослини.....	21
1.5 Розвиток сільськогосподарської радіоекології в Україні.....	23
1.6 Правове регулювання радіоекологічного контролю та моніторингу	25
1.6.1 Міжнародні угоди щодо радіаційного захисту населення	25
1.6.2 Радіоекологічний контроль та моніторинг на території України.....	26
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	29
2.1 Об'єкт, умови та місце проведення досліджень.....	29
2.2 Методи дослідження та обладнання.....	35
2.3 Вимірювання вмісту радіонуклідів.....	38
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	40
3.1 Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках попелу	40
3.2 Визначення активності γ -випромінюючих радіонуклідів у зразках ґрунту ..	40
3.3 Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках салату сорту «Айсберг».....	43

3.4	Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках редису сорту «Червоний з білим кінчиком».....	44
3.5	Визначення коефіцієнту накопичення радіонукліду рослинами	46
3.6	Визначення дози внутрішнього опромінення у разі споживання редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг».....	47
	ВИСНОВКИ.....	49
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	51

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

α - β - γ – Альфа-, бета-, гамма-

MeV, eV – Мегаелектронвольт, електронвольт

$T_{0,5}$ – період напіврозпаду

АЕС – атомна електростанція

Бк – Бекерель

ГХЕ – градуйована характеристика по енергії

K_H – коефіцієнт накопичення радіонуклідів

K_{II} – коефіцієнт переходу радіонуклідів

K_{IIV} – коефіцієнт первинного затримування радіонуклідів

МВВ – методика виконання вимірювань

МДА – мінімально детектована активність

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП УКРАЇНИ

ВСТУП

Актуальність. Деревна рослинність територій, підданих радіонуклідному забрудненню внаслідок аварії на ЧАЕС, має здатність до нагромадження штучних радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr , що після спалювання концентруються в

попелі. Жителі сіл використовують цей попіл як добрива для рослин на своїх присадибних ділянках, внаслідок чого є можливість міграції даних елементів у сільськогосподарські рослини, що потім використовуються для харчування [7, 14].

Накопичення золи з високими рівнями радіонуклідного забруднення в будинках, господарчих приміщеннях та її використання в якості добрива на присадибних ділянках, може призвести до додаткового зовнішнього і внутрішнього опромінення жителів радіоактивно забруднених територій, вторинного забруднення територій і господарських об'єктів та підвищення рівня існуючого радіонуклідного забруднення ґрунту [1, 5].

Предмет дослідження: перехід радіонуклідів у системі «ґрунт → рослина».

Об'єкти дослідження: редис сорту «Червоний з білим кінчиком» та салат сорту «Айсберг».

Мета дослідження: виміряти загальну β -радіоактивність зеленої маси редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг» за вирощування після внесення радіоактивно забрудненого попелу, як меліоранту, та оцінити небезпеку отримання дози внутрішнього опромінення населенням сіл відповідно до норм радіаційної безпеки.

Завдання:

1. Визначити загальну β -активність попелу;
2. Виростити сільськогосподарські культури за внесення у різній

кількості радіоактивно забрудненого попелу, як меліоранту;

3. Визначити загальну β -активність зразків зеленої маси сільськогосподарських культур;

4. Оцінити небезпеку отримання дози внутрішнього опромінення населенням сіл відповідно до норм радіаційної безпеки

Матеріали і методи дослідження. Відбір зразку попелу відбувався у населеному пункті с. Орane, Іванківського р-ну, Київської області, безпосередньо у місці утворення – печі. Вага відбраного попелу – 2 кг.

Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках попелу та біомаси рослин проводили за допомогою спектрометра енергії β -випромінювання – СЕБ-01-150, каліброваного стандартними зразками [14].

Перед β -спектрометрією на вміст радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr зразок попелу було ретельно перемішано та просіяно через сито з діаметром отворів 1 мм.

Вирощування та відбір зразків рослинності проводили в населеному пункті с. Лехнівка, Броварського р-ну, Київської області, на присадибній ділянці.

Перед β -спектрометрією на вміст радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr зразок рослинності – зелена маса редису сорту «Червоний з білим кінчиком» було промито проточною водою задля видалення залишків ґрунту, висушено до повітряно-сухого стану, подрібнено та ретельно перемішано. Зразок рослинності

салат сорту «Айсберг», було промито проточною водою задля видалення залишків ґрунту, просушено, подрібнено та ретельно перемішано.

Результати дослідження та їх обговорення. За результатами вимірювання виявлено, що питома активність ^{90}Sr у зразку попелу дорівнює $17150 \pm 2217,5$ Бк/кг, ^{137}Cs – $2924 \pm 437,2$ Бк/кг, ^{40}K – $2245 \pm 529,2$ Бк/кг, що свідчить про нагромадження у деревній рослинності радіонуклідів та їх концентрування в попелі після спалювання. Показано, що коефіцієнт накопичення радіонукліду ^{90}Sr рослинами у системі ґрунт-рослина за внесення радіоактивно забрудненого попелу має потенціал до збільшення у наступні роки вирощування рослин на досліджуваній території, що співпадає з результатами інших науковців [26], які різке збільшення переходу радіонуклідів спостерігали на 3 рік польових експериментів.

НУБІП України

Є необхідність контролю радіоактивності деревини, що використовують жителі сіл поблизу зони гарантованого добровільного відселення для спалювання у печах, та проведення просвітницьких заходів для попередження

використання даного попелу як добрива на власних присадибних ділянках.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Дозоутворюючі штучні радіонукліди

В навколишнє природне середовище внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції потрапила велика кількість штучних радіонуклідів, таких як ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{238}Pu та ^{239}Pu , ^{241}Am . Після аварії у всьому світі гостро постає питання радіоекологічного контролю та моніторингу основних дозоутворюючих штучних радіонуклідів.

Цезій. Cs має двадцять три ізотопи. У природі зустрічається лише один стабільний ізотоп цезію – ^{133}Cs . Стабільний цезій є маловивченим мікроелементом, що входить до складу тканин організмів тварин та рослин. За своїми хімічними властивостями цезій є аналогом калію і відноситься до лужноземельних металів [8].

Штучні радіоактивні ізотопи цезію утворюються під час ядерних вибухів, з використанням прискорювачів заряджених частинок, та внаслідок вимушеного ділення ядер атомів важких елементів у ядерних реакторах. Найбільш небезпечним з медико-біологічного погляду є ^{137}Cs . Тип радіоактивності – β -розпад з середньою енергією 0,50 MeV та γ -розпад дочірнього ізотопу $^{137\text{m}}\text{Ba}$ з середньою енергією 0,662 MeV. Для ^{137}Cs $T_{0,5} = 30,17$ років.

^{137}Cs потрапляє у навколишнє природне середовище внаслідок аварій на підприємствах ядерної енергетики на їх територіях, з продуктами ядерного поділу при випробуваннях атомної зброї.

Стронцій. Стабільний стронцій має чотири ізотопи (^{84}Sr – 0,56%, ^{86}Sr – 9,86%, ^{87}Sr – 7,02%, ^{88}Sr – 82,56%). Він подібний до кальцію і барію за хімічними властивостями, але на відміну від цих елементів, не відіграє значну біологічну та екологічну роль [8]. Елемент накопичується у кістках, зубах тварин, при цьому в організм з водою та їжею надходить близько 3 міліграм щоденно.

Штучні радіоактивні ізотопи стронцію утворюються під час реакції поділу урану в ядерному реакторі. Серед них найбільше значення мають ^{89}Sr та ^{90}Sr , які в навколишнє природне середовище потрапляють аналогічно радіоактивному

цезію. Тип радіоактивності – β -розпад з середньою енергією 1,463 MeV, $T_{0,5} = 50,5$ діб для ^{89}Sr та енергією 0,544 MeV для ^{90}Sr , $T_{0,5} = 29,12$ років

Йод. Стабільний йод (^{127}I) дуже важливий елемент для живих організмів, що міститься у великих кількостях у морських водах (близько 2 мл/1 дм³) у

вигляді йодидів магнію, калію, натрію. Накопичується у тканинах водоростей.

Джерелом йоду також є підземні бурові води (близько 40 мл/1 дм³ у вигляді KI).

В організмі хребетних тварин стабільний йод приймає участь у синтезі гормону тироксину та інших гормонів у щитовидній залозі, які мають вплив на процеси росту, розвитку, обміну речовин.

Штучні радіоактивні ізотопи йоду утворюються під час реакції поділу урану та плутонію в ядерному реакторі. Відомі 26 штучних ізотопи йоду, серед яких найбільше значення мають ^{129}I , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I .

^{131}I радіонуклід має найменший період напіврозпаду = 8 діб, тому у перші дні після викиду в навколишнє середовище є основним компонентом радіоактивного забруднення та формування дози внутрішнього опромінення організму людини [8].

Плутоній. Ізотопи плутонію всі є радіоактивними. Придатними для практичного використання є ^{238}Pu та ^{239}Pu . Застосовується як паливо у ядерних реакторах та створенні ядерної зброї, відповідно і надходження у природне

середовище відбувається як наслідок його використання у даних сферах. В організм може надходити інгаляційним способом з забрудненим пилом.

Плутоній є одним із найбільш токсичних із відомих речовин. Вдихання 0,1г γ -пилу плутонію призводить до смерті внаслідок набряку легень, менші дози викликають канцерогенний ефект.

Тип радіоактивності – α -розпад з середньою енергією 5,58 MeV для ^{238}Pu та 5,23 MeV для ^{239}Pu . Для плутонію $T_{0,5} = 24065$ років.

Америцій. Штучний елемент америцій має радіоактивні ізотопи ^{232}Am , $^{234-247}\text{Am}$, серед яких практичне значення несе ^{241}Am .

Тип радіоактивності – переважно α -розпад з середньою енергією 5,57 MeV та $T_{0,5} = 432,8$ років.

Небезпека полягає у тому, що з часом концентрація даного радіоактивного елемента в навколишньому середовищі збільшується. Це зумовлено походженням америцію як продукту напіврозпаду ^{242}Pu . Джерело надходження америцію в природне середовище відповідно як у плутонію, але на відміну від нього америцій має більшу рухомість у ґрунті (а саме у верхніх шарах ґрунту йде основне накопичення радіонуклідів), тому є більш небезпечним для живих організмів.

1.2 Природний радіаційний фон

Природний радіаційний фон – опромінення, що створюється космічними джерелами та терригенними (властивими Землі) радіонуклідами за винятком техногенно підсилених джерел природного походження.

Космічне випромінювання. Галактичне первинне випромінювання – безперервний потік частинок високої енергії, переважно протонів – ядер водню з них приблизно 79%, 20% α -частинок. До 1% припадає на нейтрони, фотони, електрони, ядра деяких металів. Виникає внаслідок ядерних і термоядерних процесів у нашій галактиці. Енергія первинного космічного випромінювання понад 109 eV. Галактичне вторинне випромінювання виникає в атмосфері Землі як наслідок взаємодії з атомними ядрами її компонентів: кисню, азоту, аргону тощо.

Сонячне космічне випромінювання (енергія близько $4 \cdot 10^{10}$ eV) значною мірою розсіюється та затримується в атмосфері тому не впливає на дозу зовнішнього опромінення на поверхні Землі.

Терригенне випромінювання. Природними джерелами опромінення є об'єкти навколишнього природного середовища, що обумовлюється вмістом у

літосфері, гідросфері, атмосфері наступних природних радіоактивних елементів:

^{238}U та ^{235}U , ^{232}Th , ^{222}Rn та ^{220}Rn , ^{210}Po , ^{87}Rb , ^{48}Ca , ^{40}K , ^{14}C , ^3H , ^7Be та інших [14].

Залежно від біогеохімічного районування земної поверхні та складу порід

змінюється природній радіоактивний фон:

осадові породи мають невисоку радіоактивність (глини, вапняки, вугілля);

- магматичні мають велику кількість радіоактивних елементів (граніти, базальти тощо);

- монацитові піски багаті на радіоактивний торій і радій;

Природній радіаційний фон протягом всього існування життя на Землі був одним з головних факторів природнього мутагенезу та відігравав важливу роль у процесі еволюції живих організмів. Людська діяльність, за рахунок видобутку

з надр Землі корисних копалин, вплинула на вивільнення значної кількості радіонуклідів у навколишнє природнє середовище, за рахунок чого природній радіаційний фон стає дедалі вищий.

Масова кількість природних радіоактивних елементів дуже мала. Вміст Ra у земній корі складає $1\text{-}13 \cdot 10^{-11} \%$, U $2,6\text{-}4 \cdot 10^{-4}\%$, Th – $5\text{-}12 \cdot 10^{-4}\%$. Масова

кількість радіоактивних ізотопів стабільних елементів теж невелика. Так, вміст у ґрунті ^{14}C варіюється в межах $1\text{-}30 \cdot 10^{-9} \%$, ^{40}K в межах $1\text{-}5 \cdot 10^{-4} \%$. Вміст ^3H у воді складає приблизно 10^{-18} частку по відношенню до водню ^1H .

1.3 Радіоактивність ґрунтів

Природна радіоактивність ґрунту зумовлена земними (перейшли у ґрунт з материнських порід) та космогенними (з атмосфери) радіонуклідами. Та

залежить, головним чином, від вмісту урану, радію, торію та найбільшим чином

від вмісту радіоактивного ізотопу калію (^{40}K) (внесок до загальної природньої радіоактивності ґрунту – до 50 %).

Складний процес перетворення атомів ^{40}K , що мають радіоактивні властивості, можна схематично уявити як перетворення 89% атомів у нерадіоактивні (стабільні) ізотопи кальцію з атомною масою 40 (^{40}Ca), в процесі якого випромінюються β -промені, або електрони. Решта 11 % атомів ^{40}K

перетворюються в нерадіоактивні атоми аргону з масою 40 (^{40}Ar), причому виникають електромагнітні коливання у вигляді γ -променів. Обидва види випромінювання створюють додаткову, необхідну рослинам внутрішню кліматичну енергію, яка бере участь у всіх біохімічних процесах. Значення енергії випромінювання калію цілком безпечно, якщо взяти до уваги, що вона становить в кількісному вираженні до 80 % всієї енергії α -, β - і γ -випромінювань, яка вбирається тканинами рослини [25].

Таблиця 1.1

Вміст деяких природних радіонуклідів в ґрунтах, рослинах і тваринах,

Бк/кг (Р.М. Алексахін, 1992) [2, с. 36]

Об'єкт	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Ґрунти (0-25 см)	90–270	2–2500	7–50	10–50
Рослини	95–500	$1,9 \times 10^{-2}$ –0,5	4×10^{-3}	$0,4$ – $6,0 \times 10^{-3}$
Тварини (м'язи)	70	$1,6$ – $7,4 \times 10^{-2}$	4×10^{-3}	$4,9 \times 10^{-3}$ – $1,2 \times 10^{-2}$

1.4 Міграція радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища

Міграція елементів – це їх переміщення у навколишньому природному середовищі. В загальному для всіх хімічних елементів, у тому числі радіонуклідів, притаманні одні й ті ж механізми міграції в навколишньому природному середовищі. В основному відмінності зумовлені фізико-хімічними властивостями кожного радіонукліду.

В розрізі розгляду міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища необхідно звертати увагу на *період напіврозпаду ($T_{0,5}$) радіонуклідів*

інтервал часу, протягом якого число ядер даного радіонукліда зменшується в два рази [31]. Розрізняють короткоживучі ($T_{0,5}$ вимірюється долями секунд, секундами, годинами) та довгоживучі радіонукліди ($T_{0,5}$ вимірюється добами, роками). Враховуючи $T_{0,5}$ перш за все необхідне вивчення та дослідження процесів міграції довгоживучих радіонуклідів.

Під час використання та випробувань ядерної зброї (до 1963 року) основними довгоживучими штучними радіонуклідами, що потрапили у навколишнє природне середовище, були ^{95}Sr ($T_{0,5} = 64$ доби), ^3H ($T_{0,5} = 12,33$ роки), ^{137}Cs ($T_{0,5} = 29$ років), ^{90}Sr ($T_{0,5} = 30,17$ років) та ^{14}C ($T_{0,5} = 5479$ років).

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС основними довгоживучими штучними радіонуклідами, що потрапили у навколишнє природне середовище, були ^{90}Sr ($T_{0,5} = 29$ років), ^{137}Cs ($T_{0,5} = 30,17$ років), ^{239}Pu ($T_{0,5} = 2,41 \times 10^4$) та ізотопи деяких інших трансуранових елементів.

Коефіцієнт накопичення (K_n) є мірою нагромадження радіонуклідів в організмах. Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (Бк/кг) [7].

Таблиця 1.2

Коефіцієнти накопичення (K_n) радіонуклідів рослинами (Р.М. Алексахін, 1992) [7, с. 133].

Радіонуклід	K_n
^{137}Cs	0,02–1,1
^{90}Sr	0,02–12

За походженням міграцію радіонуклідів поділяють на природну (спричинена природними чинниками) та техногенну (спричинена діяльністю людини). За напрямком руху – вертикальну, горизонтальну та змішану.

Радіонукліди, що потрапили в атмосферне повітря, частково осідають на ґрунтовий шар земель, де стають частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин. Значна частка радіонуклідів лишається в атмосферному

повітрі, мігруючи за допомогою повітряних мас на великі відстані й далі, випадаючи з опадами, також потрапляють у ґрунтове або водне середовище.

Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу

наведена у табл. 1.1

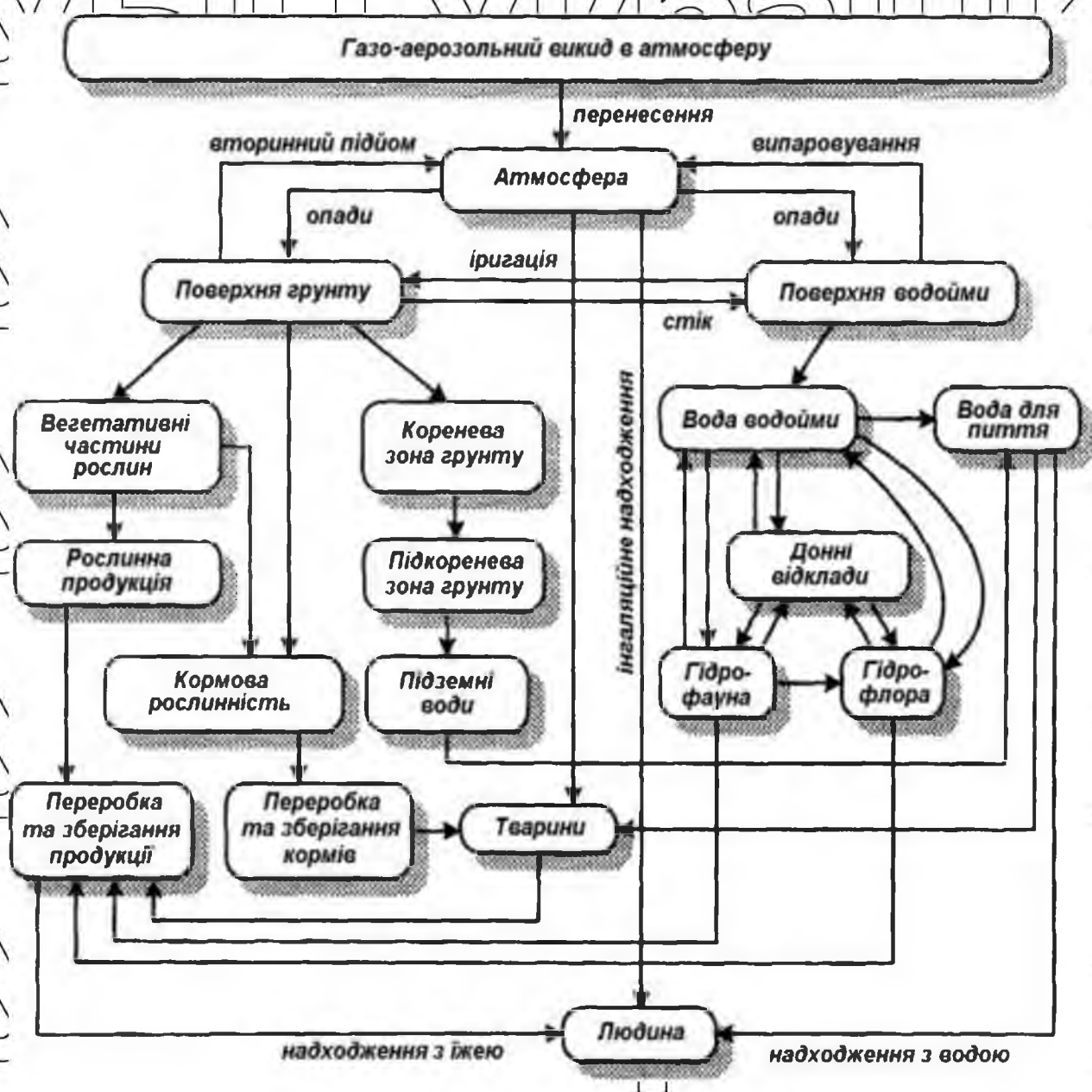


Рис. 1.1 – Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу (В.К. Сахаров, 2006)

1.4.1 Міграція радіонуклідів у атмосфері

Внаслідок аварій на підприємствах ядерної енергетики, ядерних вибухів, атмосфера є первинною ланкою прийому викинутих у навколишнє природне середовище радіоактивних речовин. Міграція радіонуклідів в атмосфері залежить від: висоти викиду, рух повітря, гравітації та атмосферних опадів. В залежності від взаємодії всіх цих факторів або частини з них виділяють наступні види випадання радіоактивних речовин:

1. *Локальні види випадання радіоактивних речовин:* висота викиду – до 4 км, тривалість поширення не перевищує кількох діб, радіус – до 30 км від місця викиду;

2. *Тропосферні види випадання радіоактивних речовин:* висота викиду – до 10 км, перенесення радіоактивних викидів у напрямі зі сходу на захід протягом двох-шести тижнів по всій земній кулі;

3. *Стратосферні види випадання радіоактивних речовин* (атомні вибухи в атмосфері): висота викиду – 10-12 км, радіоактивні продукти можуть знаходитись в стратосфері протягом декількох років;

4. *Космічні види випадання радіоактивних речовин* (випробування атомної зброї у космосі): висота викиду – близько 200 км.

В залежності від наявності атмосферних опадів, далі радіоактивні частинки з атмосферного повітря, або осідають під впливом гравітації (сухе випадання радіоактивних речовин), або випадають разом з дощем/снігом (вологе випадання радіоактивних речовин). Під час вологого випадання радіоактивних речовин збільшується їх міграція у ґрунт, а відповідно, й у рослини.

1.4.2 Міграція радіонуклідів у ґрунті

Міграція радіонуклідів у ґрунті – це сукупність процесів, що ведуть до переміщення радіонуклідів в ґрунті і зумовлюють перерозподіл їх вертикально (за глибиною) та горизонтально. Виділяють наступні основні фактори, що впливають на міграційні здатності радіонуклідів у ґрунті:

1. *Фізико-хімічні властивості радіонуклідів* аерозолі, гідрозолі, частинок, сорбовані на різних матеріалах тощо.

2. *Механічний та мінералогічний склад ґрунту* – сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. Найбільш міцно утримуються радіоактивні продукти поділу муловою фракцією ґрунту [7].

3. *Агрохімічні властивості ґрунту* – зі збільшенням у ґрунті вмісту аніонів CO_3^{2-} , зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} та SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr та ^{137}Cs , тобто радіонукліди закріплюються у ґрунті й стають недоступним для переходу у рослини.

4. *Погодно-кліматичні умови* – вплив за рахунок руху повітря (переміщення вітром), атмосферних опадів (злив з поверхневим стоком у водойми, та вертикальна міграція – просочування у глибини ґрунту), температури навколишнього середовища.

Основна маса радіоактивних речовин зосереджена у поверхневому шарі ґрунту на глибині 5–10 см. На землях, що обробляються, за рахунок механічного переміщення ґрунтів, радіонукліди рівномірно розповсюджуються по всьому орному шару ґрунту, глибиною до 20 см.

1.4.3 Міграція радіонуклідів у водоймах

Потрапляння радіонуклідів у водойми можливе двома шляхами: з аерозольними випадіннями і атмосферними опадами, що опадають на водне дзеркало, та за рахунок змиву радіонуклідів з поверхні ґрунту з поверхневим стоком.

Виділяють наступні основні фактори, що впливають на міграційні здатності радіонуклідів у водних об'єктах:

1. *Гідрохімічний склад води* – накопичення у водоймі ^{90}Sr знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} , а накопичення ^{137}Cs – в зворотній залежності від вмісту у воді іонів K^{+}

2. *Температура води* – розчинність радіонуклідів у воді знаходиться в залежності від температури води, а саме при зниженні температури – розчинність теж знижується. Також температурним фактором впливу на міграцію радіонуклідів у водному середовищі є те, що при зниженні температури води уповільнюються фізіологічні процеси у тканинах рослин, за рахунок чого зменшується абсорбція радіонуклідів рослинними організмами.

3. *Зменшення світлового дня* – накопичення радіонуклідів рослинами знаходиться в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу.

4. *Фіксація радіонуклідів донними відкладами* – маючи велику сорбційну масу і місткість поглинання, донні відклади осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, і тим самим частково виводять їх з біотичного кругообігу. Їм належить велика роль у процесах самоочищення води від радіоактивних речовин. Це відбувається в результаті сорбції радіонуклідів поверхнею дна, дифузії з водою в товщу донних відкладень, за рахунок осадження на дно завислих частинок, що несуть сорбовані радіонукліди, а також у результаті осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів, що також містять у своїх тканинах радіонукліди [7].

1.4.4 Міграція радіонуклідів у лісових екосистемах

Дерева мають більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста рослинність за рахунок більшої площі листяного покриву, що приймає на себе перший удар у випадку радіоактивних опадів. Фактори, що впливають на затримання лісовими масивами радіоактивних опадів, висота деревостою, біомаси рослинності на одиницю площі, виду дерев'яної рослинності, форми випадінь, погодних умов тощо.

Кількісною характеристикою, що описує первинну взаємодію радіоактивних випадінь з ярусом деревинних рослин, є коефіцієнт первинного затримання радіонуклідів ($K_{\text{ПЗ}}$), який являє собою відношення кількості

радіонукліда, затриманого рослинами, до кількості радіонукліду, що випало на одиницю площі поверхні (обидва, наприклад, у $\text{кБк}/\text{м}^2$).

В наступні періоди внаслідок опадання радіоактивних частинок під полог лісу, їх змиву з поверхні дерев атмосферними опадами, листопадів більше 90% радіоактивності зосереджується у лісовій підстилці, котра, акумулюючи, адсорбуючи і хімічно зв'язуючи радіонукліди, продовжує виконувати захисну роль лісу. У лісових екосистемах практично відсутній поверхневий стік і значно

уповільнений горизонтальний стік води. Радіонукліди, що проникають в ґрунт внаслідок вилуговування, зв'язуються в ній різноманітними органічними сполуками. І в подальшому, внаслідок специфіки кругообігу радіонуклідів в лісових біоценозах, радіоактивність продовжує утримуватись в їх межах протягом багатьох десятиліть. Із зімкнутих лісових насаджень практично виключається будь-який значимий винос пиловидних частинок, в тому числі і радіоактивних [8].

Таблиця 1.3

Коефіцієнти первинного затримування радіонуклідів деревинним ярусом лісу (за Р.М. Алексахіним і М.А. Нарішкіним, 1977)) [8, с. 223].

Об'єкт	Форма випадіння	Кпз, %
Сосновий підріст у віці 6–10 років	Гідрозолі	90-100
Сосновий підріст у віці 60 років	Аерозолі з частинками розміром до 50 мкм	80-100
Сосновий підріст у віці 25 років	Теж розміром до 100 мкм	70-90
Сосновий підріст у віці 30 років	Ґрунтові частинки підняті з поверхні землі вітром	40-60
Березовий ліс у віці 40 років взимку	Теж	20-25
Березовий ліс у віці 35–40 років літом	Глобальні випадіння після ядерних випробувань	20-60
Сосновий ліс у віці 50–60 років	Теж	50-90
Тропічний ліс	Теж	100

1.4.5 Надходження радіонуклідів у рослини

Природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5–10-сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини більш чи менш рівномірно розосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється [7].

Рослини можуть нагромаджувати значні кількості радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr і ^{137}Cs . За своїми хімічними властивостями цезій є аналогом калію, а стронцій подібний до кальцію і барію, що провокує надходження, нагромадження та розподілу даних радіонуклідів в рослинних організмах. Максимальна концентрація ^{90}Sr завжди спостерігається у тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих кальцефілів рослин родини бобових, деяких представників родин розоцвітих, жовтцевих, а найбільша кількість ^{137}Cs – в рослинах багатих на калій – калієфілів картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

Радіоактивні речовини надходять до рослини двома основними шляхами:

1. *Надходження через надземні органи* – поглинання радіонуклідів через поверхню листя (литове поглинання), квітками (флоральне поглинання), поверхневим корінням. Обов'язковою умовою для надходження радіонуклідів через надземні органи всередину рослини є наявність вологи. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя/квітки, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього [8]. Проте необхідно зазначити, що радіоактивні частинки можуть змиватися з краплями дощу, й відповідно за умови великої кількості опадів надходження радіонуклідів через надземні органи зменшуються.

Частина поглинутих радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх доля залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану [8].

^{137}Cs , за рахунок схожості хімічних властивостей з калієм, потрапляючи на надземні органи рослини, як і калій, він швидко пересувається до інших органів і здатний у значних кількостях нагромаджуватись як в зерні, коренеплодах тощо.

^{90}Sr , за рахунок схожості хімічних властивостей з кальцієм, вступає у значно меншу кількість обмінних реакцій, тому і пересувається та накопичується у рослинному організмі у значно менших кількостях.

2. *Надходження через кореневу систему з ґрунту* पर्लчання радіонуклідів через кореневу систему рослини. Таке надходження визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду та розвитком кореневої системи, розвитком рослини, її фізіологічним станом тощо.

Результати досліджень вчених, що займалися вивченням розподілу радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr по органах рослин при надходженні через корені наведені у табл. 1.4

Таблиця 1.4
Розподіл ^{137}Cs та ^{90}Sr по органах вшениці при надходженні через корені (І.В. Гулякін, К.В. Юдинцева, 1973) [7, с. 133]

Радіонукліди	Вміст в рослині, %		Вміст в органах надземної частини			
	Коріння	Надземна частина	Стебла	Листя	Колосся без зерна	Зерно
^{137}Cs	40,9	59,1	49,9	27,4	18,0	4,7
^{90}Sr	19,3	80,7	53,4	35,9	6,7	4,0

За результатами досліджень вчених, що займалися вивченням розподілу радіонуклідів по органах рослин [45] на прикладі редису та моркви визначено орієнтовні показники розподілу радіонуклідів в органах коренеплодів (табл. 1.5).

Розподіл ^{134}Cs , ^{85}Sr та ^{133}Ba в органах коренеплодів [45, с. 6]

Радіонукліди	Вміст в рослині, %			
	Морква		Редис	
	Коренеплід	Листя	Коренеплід	Листя
^{134}Cs	29,55	70,45	50,9	49,1
^{85}Sr	30,87	69,13	55,6	44,4
^{133}Ba	40,01	59,99	22,5	77,5

1.5 Розвиток сільськогосподарської радіоекології в Україні

До середини ХХ ст. людством ще не було накопичено достатньо знань щоб чітко окреслити про розміри загрози для живих організмів іонізуючого випромінювання, допустимі рівні вмісту радіонуклідів у навколишньому середовищі, методи регулювання надходження та накопичення радіонуклідів в сільськогосподарські рослини, організм тварин тощо. Ці питання стали передумовою створення першої наукової організації сільськогосподарської радіоекології, що була створена у 1947 році в Московській сільськогосподарській академії ім. К. А. Тімірязєва – науково-дослідна біофізична лабораторія на чолі з В.М. Клечковським, а результати її досліджень можна вважати початком розвитку нового напрямку науки – сільськогосподарської радіоекології [7].

Задачами сільськогосподарської радіобіології є вивчення радіочутливості видів сільськогосподарських рослин і тварин, пошук можливостей її модифікації, розробка прийомів мінімізації нагромадження радіоактивних речовин у продукції рослинництва й тваринництва.

Самостійним напрямком сільськогосподарської радіобіології можна вважати ветеринарну радіобіологію, яка вивчає особливості патологічних

процесів, що протікають під впливом іонізуючих випромінювань в організмі домашніх тварин. Її задачею є також розробка радіозахисних заходів при веденні тваринництва на забруднених радіоактивними речовинами територіях, профілактика і лікування тварин у цих умовах, проведення радіометричного санітарного контролю продукції тваринництва [8].

Після аварії на Чорнобильській АЕС було сформовано такі основні завдання сільськогосподарської радіоекології в Україні:

1. Проведення комплексу методичних й експериментальних робіт по радіоекологічному моніторингу агробіоценозів, включаючи радіаційний контроль сільськогосподарської продукції забруднених територій та розробку рекомендацій по безпечному і раціональному введенню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення;

2. Вивчення закономірностей міграції радіонуклідів чорнобильського викиду по ланцюгу ґрунт – рослини – корми – організм тварини з метою дослідження шляхів надходження радіонуклідів в продукцію рослинництва і тваринництва, прогнозів можливого її забруднення, розробки та впровадження заходів, спрямованих на зниження забруднення продуктів харчування;

3. Вивчення впливу різних видів доз добрив і меліорантів, а також комбінацій засобів обробки ґрунту технологій застосування засобів хімізації на накопичення радіоактивних речовин в урожаї сільськогосподарських культур;

4. Розробка систем кормовиробництва в умовах забруднення природних кормових угідь і орних земель ^{137}Cs і ^{90}Sr як основи ведення тваринництва на забруднених територіях;

5. Розробка заходів раціонального використання і переробки сільськогосподарської продукції;

6. Створення баз даних і систем підтримки і прийняття рішень у випадку аварійних ситуацій;

7. Побудова моделей динаміки рухливості та біологічної доступності радіонуклідів в залежності від фізико-хімічних форм випадінь і ґрунтово-кліматичних умов;

8. Реабілітація забруднених земель, розробка науково обґрунтованих заходів з метою повернення зони відчуження до господарського використання [7].

1.6 Правове регулювання радіоекологічного контролю та моніторингу

Внаслідок аварій на підприємствах ядерної енергетики на їх територіях, з продуктами ядерного поділу при випробуваннях атомної зброї, видобутку з надр Землі корисних копалин, в навколишнє природне середовище потрапила значна кількість радіонуклідів, що значною мірою впливають та стан живих організмів, у тому числі здоров'я людини.

Одночасно з вивченням та використанням людством радіоактивних речовин, накопичувалися наукові знання, що сприяли необхідності регулювання використання радіоактивних речовин у всьому світі, заборони випробування та використання ядерної зброї, необхідності постійного контролю та моніторингу об'єктів навколишнього природного середовища за вмістом радіонуклідів природного та штучного походження.

1.6.1 Міжнародні угоди щодо радіаційного захисту населення

Занепокоєння громадськості по всьому світу щодо радіаційної безпеки внаслідок активного випробування ядерної зброї та загрози її масового використання, аварій на підприємствах ядерної енергетики на їх територіях, сприяло укладанню низки міжнародних угод:

- "Договір про заборону випробувань ядерної зброї в атмосфері, в космічному просторі та під водою" від 05.08.1963 р. [32]
- "Договір про нерозповсюдження ядерної зброї" від 01.07.1968 р. [33]

НУВБІП УКРАЇНИ
 ➤ "Договір про заборону розміщення на дні морів та океанів та у його надрах ядерної зброї та інших видів зброї масового знищення" від 11.02.1971 р. [34]

➤ "Конвенція від 31 січня 1963 р., що доповнює Паризьку конвенцію від 29 липня 1960 р. про відповідальність перед третьою стороною у галузі ядерної енергії" від 31.01.1963 р. [35]

➤ "Конвенція про цивільну відповідальність в області морських перевезень ядерних матеріалів" від 17.12.1971 р. [36]

➤ "Конвенція про оперативне сповіщення про ядерні аварії" від 26.09.1986 р. [37]

➤ "Конвенція про допомогу у випадку ядерної аварії або радіаційної аварійної ситуації" від 26.09.1986 р. [38]

➤ Віденська Конвенція з цивільної відповідальності за ядерну шкоду (приєднання України 20.9.1996) [39]

➤ Конвенція про фізичний захист ядерного матеріалу (приєднання України 6.7.1993). [40]

➤ Конвенція з ядерної безпеки (підписано в 1996 році, ратифіковано 17.12.97, набула чинності 7.7.98) [41]

➤ Конвенція про поводження з радіоактивними відходами та відпрацьованим ядерним паливом (Відень, підписано 29.09.1997) [42]

➤ Конвенція про додаткову компенсацію за ядерну шкоду (Відень, підписано 29.09.1997) [43]

➤ "Угода про грант (Проект ядерної безпеки Чорнобильської АЕС) між Європейським банком реконструкції та розвитку, як Розпорядником коштів Гранту з Рахунку ядерної безпеки, Урядом України та Чорнобильською атомною електростанцією" від 12.11.1996 р. [44]

1.6.2 Радіоекологічний контроль та моніторинг на території України
 Відповідно до ст. 22 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» з метою забезпечення збору, обробки, збереження та

аналізу інформації про стан навколишнього природного середовища, прогнозування його змін та розробки науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття ефективних управлінських рішень в Україні створюється система державного моніторингу навколишнього природного середовища.

Спостереження за станом навколишнього природного середовища, рівнем його забруднення здійснюється центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища (*Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України*), іншими спеціально уповноваженими державними органами, а також підприємствами, установами та організаціями, діяльність яких призводить або може призвести до погіршення стану навколишнього природного середовища [27].

Відповідно до ст. 20 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» державний контроль за додержанням правового режиму в зонах, що зазнали радіоактивного забруднення, здійснюється уповноваженими на те державними органами в порядку, встановленому законодавством України.

Органом, відповідальним за здійснення державного контролю за додержанням правового режиму зон відчуження та відселеної частини зони безумовного (обов'язкового) відселення, є центральний орган виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері управління зоною відчуження та зоною безумовного (обов'язкового) відселення [26] (*Державне агентство України з управління зоною відчуження*).

Відповідно до ст. 2 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» залежно від ландшафтних та геохімічних особливостей ґрунтів, величини перевищення природного доаварійного рівня накопичення радіонуклідів у навколишньому середовищі, пов'язаних з ними ступенів можливого негативного впливу на здоров'я населення, вимог щодо здійснення радіаційного захисту населення та інших спеціальних заходів, з урахуванням загальних виробничих та

соціально-побутових відносин територія, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, поділяється на зони [26]

Такими зонами є:

1) зона відчуження - це територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 році;

2) зона безумовного (обов'язкового) відселення - це територія, що зазнала інтенсивного забруднення довгоживучими радіонуклідами, з щільністю

забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від $15,0 \text{ Кі/км}^2$ та

вище, або стронцію від $3,0 \text{ Кі/км}^2$ та вище, або плутонію від $0,1 \text{ Кі/км}^2$ та вище,

де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з

урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів

може перевищити $5,0 \text{ мЗв}$ ($0,5 \text{ бер}$) за рік понад дозу, яку вона одержувала у

доаварійний період;

3) зона гарантованого добровільного відселення - це територія з щільністю забруднення ґрунту понад доаварійний рівень ізотопами цезію від $5,0$ до $15,0$

Кі/км^2 , або стронцію від $0,15$ до $3,0 \text{ Кі/км}^2$, або плутонію від $0,01$ до $0,1 \text{ Кі/км}^2$,

де розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з

урахуванням коефіцієнтів міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів

може перевищити $1,0 \text{ мЗв}$ ($0,1 \text{ бер}$) за рік понад дозу, яку вона одержувала у

доаварійний період. [26].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Об'єкт, умови та місце проведення досліджень

Формою контролю за радіоактивним забрудненням навколишнього природного середовища є визначення концентрації радіонуклідів в його об'єктах. Для отримання коректних результатів, отримання повного об'єму інформації та її аналізу було розроблено наступний алгоритм дій:

1. Відібрати та підготувати зразки попелу; визначити активність радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у даних зразках.

2. Обрати сільськогосподарські культури для проведення дослідження;

3. Внести попіл, як удобрення, при підготовці ґрунту до посадки сільськогосподарських культур; посадити та виростити сільськогосподарські культури за внесення радіоактивно забрудненого попелу, як меліоранту;

4. Відібрати та підготувати зразки зеленої маси редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг», визначити активність радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у даних зразках;

5. Надати оцінку зразків зеленої маси редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг» відповідно до норм радіаційної безпеки.

Першочергово, для подальших досліджень була необхідність визначення β -активності попелу, що буде вноситись як меліорнт, при вирощування сільськогосподарської продукції.

Для відбору попелу було обрано населений пункт с. Оране Вишгородського району) Київської області (відповідно до Постанови Верховної Ради України від 17 липня 2020 року № 807-IX – Іванківського району Київської області).

Відповідно до Постанови Кабінету Міністрів Української РСР від 23 липня 1991 р. № 106 Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР про порядок введення в дію законів Української РСР про правовий режим

території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи" та "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок чорнобильської катастрофи" село Оране належить до III зони гарантованого добровільного відселення. Населений пункт знаходиться на відстані близько 7 км. від Чорнобильської зони відчуження (рис. 2.1).



Рис. 2.1 – Викопіювання з Публічної кадастрової карти з відображенням

відстані від населеного пункту с. Оране до території Чорнобильської зони

відчуження (техногенно забруднені землі)

Зразок попелу відбувався безпосередньо у місці утворення – печі. Вага відібраного попелу – 2 кг.

Перед β -спектрометрією на вміст радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr зразок попелу було ретельно перемішано та просіяно через сито з діаметром отворів 1

мм.

Враховуючи відсутність можливості вирощування зразків сільськогосподарських рослин за умови внесення радіоактивно забрудненого попелу безпосередньо на присадибній ділянці в населеному пункті с. Оране, нами було розглянуто декілька альтернатив подальшого розвитку дослідної

частини роботи:

Альтернатива 1. Вирощування сільськогосподарських рослин за умов внесення радіоактивно забрудненого попелу у ґрунт, у закритій ємності (*in vitro*).

Альтернатива 2. Вирощування сільськогосподарських рослин за умов внесення радіоактивно забрудненого попелу у ґрунт, у природньому середовищі, тобто на відкритій земельній ділянці (*in vivo*).

Враховуючи, що моделі *in vivo* дозволяють краще прослідкувати за загальним ефектом експерименту, аніж подібні експерименти *in vitro*, у підсумку

було вирішено посадити та виростити сільськогосподарські культури за внесення радіоактивно забрудненого попелу, як меліоранту, в природних умовах, в населеному пункті с. Лехнівка Броварського району Київської області, на присадибній ділянці (рис. 2.2).

Тип ґрунтів безпосередньо впливає на міграційні здатності радіонуклідів, тому для подальшого аналізу необхідне його врахування. Відповідно до картограми агропромислових груп ґрунтів села Лехнівка, обрана ділянка належить до Чорноземів типових, агропромислова група ґрунтів – Чорноземи типові малогумусні та чорноземи сильнодеградовані супіщані (53в). За фізико-хімічними чорноземів типових (Н.М. Бреус, 1979) притаманні наступні показники увібраних катіонів:

- $Ca^{2+} = 29,9$ мг-екв/100 г ґрунту
- $Mg^{2+} = 5,61$ мг-екв/100 г ґрунту
- $Na^{+} = 0,33$ мг-екв/100 г ґрунту
- $K^{+} = 0,42$ мг-екв/100 г ґрунту

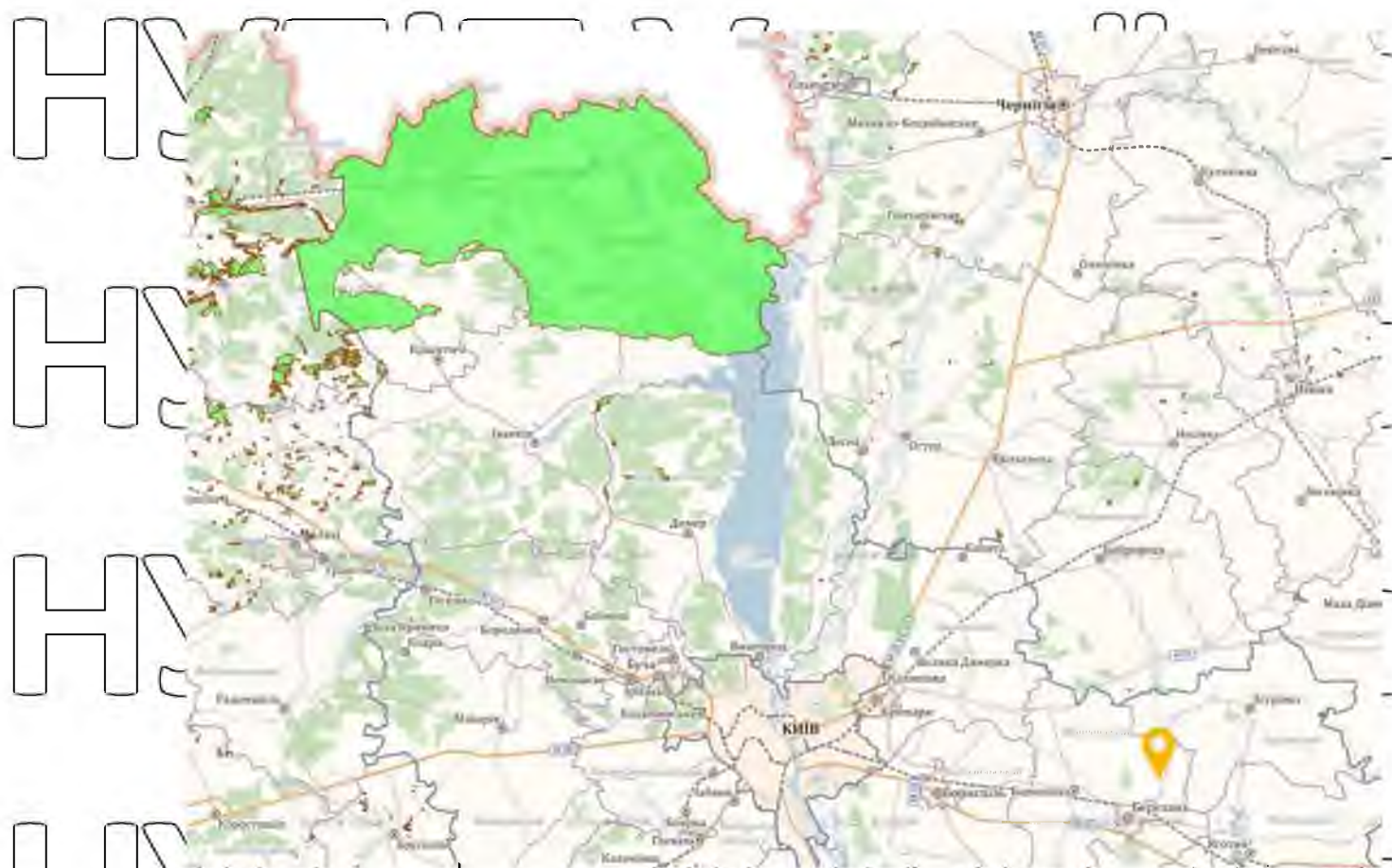


Рис. 2.2 – Вискріювання з Публічної кадастрової карти з відображенням населеного пункту с. Лехнівка

Ділянка, відведена для експерименту, була обрана на території, вільній від використання для вирощування сільськогосподарської продукції, добре освітлена, розміром 6 м × 1 м.

Ділянка була розмічена на 6 мікроділянок довжиною 1 м та відстанню між рядками 1 м.

Нормування використання попелу на присадібних ділянках відсутнє, при цьому рекомендаційні дані – внесення від 0,1 кг на 1 м². В якості експерименту ділянку, відведену під вирощування сільськогосподарських культур за умов внесення у ґрунт попелу було умовно поділено на три частини з різним нормуванням внесення попелу (повторюваність триразова):

Варіант 1. Вирощування культур за умови посадки у умовно чистий ґрунт контроль;

Варіант 2. Вирощування культур за умови внесення у ґрунт 0,1 кг попелу на 1 м² (1 стакан попелу на 1 рядок);

Варіант 3. Вирощування культур за умови внесення у ґрунт 0,2 кг попелу на 1 м² (2 стакани попелу на 1 рядок);

Основними показниками для обрання сільськогосподарських культур для проведення дослідження були:

- значення коефіцієнту накопичення (К_п);
- інтенсивність росту та розвитку рослин;
- вибагливість рослин до умов середовища (світло, тепло, вода, родючість ґрунту).

За даними середньобагаторічних значень КП для різних культур залежно від вмісту обмінного калію у ґрунті [13] для салату, при вмісті у ґрунті обмінного К 0,5 мг/100 г значення КП = 100. Для редиски сорту «Червона з білим кінчиком» КП = 110 (на дерново-підзолистих ґрунтах).

Внаслідок аналізу вище вказаних показників було обрано наступні рослини: редис сорту «Червоний з білим кінчиком» та салат сорту «Айсберг». На рис. 2.3 наведено відображення сортів насіння обраних для дослідження сортів рослин.



Рис. 2.3 – Відображення сортів насіння обраних для дослідження сортів рослин

Насіння редису і салату було посіяно у відповідні рядки на глибину до 1 см на відстані декількох см одне від одного. Після того, як було розкладено насіння, грядку було присипано землею і злегка ущільнено.

Протягом вирощування та догляду за рослинами періодично проводився полив – приблизно раз на 2 дні.

Через 25 днів зелену масу редису та салату було зібрано для проведення подальших вимірювань.



Рис. 2.4 – Відображення ділянки, відведеної для експерименту, під час вирощування рослин

2.2 Методи дослідження та обладнання

Для оцінки радіаційного стану навколишнього природного середовища

використовують радіометричні прилади, що за призначенням умовно поділяють

на:

1. Дозиметри або прилади індивідуального дозиметричного контролю, що мають призначення визначення еквівалентної або поглинутої дози фотонного та нейтронного опромінення людини;

2. Рентгенометри призначенні для визначення потужності дози фотонного випромінювання у повітрі;

3. Радіометри призначенні для визначення інтенсивності потоку частинок та квантів іонізуючого випромінювання;

4. Спектрметри мають призначення визначення ізотопного складу по енергії їх випромінювання. Поділяються на α -, β - та γ -спектрметри.

Для вимірювання активності β -випромінювання радіонуклідів в зразках попелу та зеленої маси рослин ми використали у роботі спектрометр енергії β -випромінювання СЕБ-01-150. Він призначений для вимірювання активності β -випромінювання радіонуклідів у воді, радіоактивних розчинах, продуктах харчування, повітряних фільтрах та інших зразках об'єктів навколишнього природного середовища з питомою масою до $1,2 \text{ г/см}^3$. При цьому цей спектрометр може проводити вимірювання у пробах одночасно ^{90}Sr та ^{137}Cs (за β -випромінюванням).

За технічними характеристиками прилад СЕБ-01-150 має діапазон вимірювання активності $0,1-10^5 \text{ Бк}$ та діапазон енергій β -випромінювання, що реєструються – $0,1-3,5 \text{ MeV}$.

Він складається з сцинтиляційного блоку детектування β -випромінювання, пасивного низько-фонового комбінованого захисту детектора загальною масою більше 100 кг (складається зі сталі та свинцю), стабілізованого та безперебійного блоків живлення, набору вимірювальних кювет. Також прилад має персональний

ІВМ-сумісний комп'ютер з принтером та програмним забезпеченням «АКWin». Це програмне забезпечення має наступне призначення.

- управління вимірюваннями;
- обробка первинної інформації та розрахунок похибок вимірювань;
- обробка одержаних спектрів для визначення радіонуклідів, що містяться в зразку, їх питомої та абсолютної активності;
- фіксація результатів обробки;
- забезпечення калібрування спектрометра;

Прилад працює за рахунок сцинтиляційного методу досліджень – під впливом радіоактивного випромінювання деякі речовини випускають фотони видимого світла. Елементи при цьому спалахи світла, що називають сцинтиляції, реєструються, при цьому кількість спалахів пропорційна інтенсивності випромінювання. На рис. 2.4 наведено відображення спектрометра енергії β -випромінювання – СЕБ-01-150.



Рис. 2.4 – Спектрометр енергії β -випромінювання – СЕБ-01-150

Для вимірювання активності γ -випромінювання та ідентифікації радіонуклідів в зразках ґрунту ми використаємо в роботі спектрометр енергії γ -випромінювання спектрометр СЕГ-001 «АКП-СС»-63. Він призначений для

вимірювання спектрів енергії γ -випромінювання, ідентифікації радіонуклідів, визначення їх питомої активності та відносного вмісту у зразку.

За технічними характеристиками прилад СЕГ-001 «АКП-СС»-63 має діапазон енергій γ -випромінювання, що реєструються – 0,1-3,0 МеВ.

Він складається з сцинтиляційного блоку детектування γ -випромінювання, пасивного низько-фонового комбінованого захисту детектора, стабілізованого та безперебійного блоків живлення, набору вимірювальних кювет. Також прилад має персональний комп'ютер з принтером та програмним забезпеченням «AKWin».

Прилад працює за рахунок сцинтиляційного методу досліджень – під впливом радіоактивного випромінювання деякі речовини випускають фотони видимого світла. Виниклі при цьому спалахи світла, що називають сцинтиляції, реєструються, при цьому кількість спалахів пропорційна інтенсивності випромінювання. На рис. 2.5 наведено відображення спектрометра енергії γ -випромінювання – СЕГ-001 «АКП-СС»-63.



Рис. 2.5 – Спектрометр енергії γ -випромінювання – СЕГ-001 «АКП-СС»-63

2.3 Вимірювання вмісту радіонуклідів

Для проведення вимірювань питомих активностей радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs

та ^{90}Sr у зразках допускаються метрологічно атестовані методики виконання вимірювань, що відповідають вимогам забезпечення єдності вимірювань і забезпечують достовірність контролю питомих активностей, що характеризуються довірчою імовірністю не нижче 0,95.

Визначення активності радіонуклідів базується на реєстрації сцинтиляційного спектрометра неперервних β -спектрів, які відрізняються один від одного формою і розташуванням на енергетичній шкалі. Для їхньої обробки з метою визначення активності окремих нуклідів використовується метод енергетичних інтервалів (EI) або вікон. Для проведення цього етапу використовували стандартизовані методики [1].

Першим етапом радіаційного контролю зразків є відбір та приготування проб, що повинно найбільш об'єктивно забезпечити радіаційну характеристику досліджуваних зразків. Вимірювання зразків відбувається у спеціальних вимірювальних кюветах (об'єм кювет 10 або 160 мл). Періодично градуйовані виміри проводяться з метою контролю роботи спектрометра, похибки MBV і корекції градуйованої характеристики по енергії (ГХЕ).

Спектри калібрувального джерела, одержані до та після вимірів лічильного зразка, використовуються для корекції ГХЕ відносно еталонного спектра з достатньою статистикою, який зберігається на зовнішньому носіїві. Спектри дослідної проби в циклах при обробці підсумовуються. Результати обробки досліджуваних спектрів інціюють після кожного циклу вимірів.

Калібрування спектрометра здійснювалось з використанням сертифікованих еталонних матеріалів відповідно до вимог стандартизованого методу [1].

Після отриманих результатів вимірювань буде визначено коефіцієнт накопичення, що є мірою нагромадження радіонуклідів в організмах, який

НУБІП України звичайно позначають аббревіатурою K_n . Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами – це

співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій

самій кількості ґрунту;

НУБІП України $K_n = \frac{A_p}{A_g} \quad (2.1)$

де A_p – питома активність рослини, Бк/кг;

A_g – питома активність ґрунту, Бк/кг.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1 Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках

попелу

Вимірювання питомої активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразку попелу масою 0,101 кг. відбувалося протягом 1926 с. В результаті було виявлено дані радіонукліди питомою β -активністю 22 669 Бк/кг (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Питома активність радіонуклідів у зразку попелу
(с. Оране, Іванківський р-н, Київська область)

Нуклід	Активність, Бк/кг
^{90}Sr	$17500 \pm 2217,5$
^{40}K	$2245 \pm 553,5$
^{137}Cs	$2924 \pm 437,2$

Проміжний висновок №1: За результатами вимірювання виявлено, що питома активність ^{90}Sr у зразку попелу дорівнює $17150 \pm 2217,5$ Бк/кг, ^{137}Cs – $2924 \pm 437,2$ Бк/кг, ^{40}K – $2245 \pm 529,2$ Бк/кг, що свідчить про нагромадження у деревній рослинності радіонуклідів та їх концентрування в попелі після спалювання.

3.2 Визначення активності γ -випромінюючих радіонуклідів у зразках

грунту

Вимірювання питомої активності радіонуклідів у зразку ґрунту масою 1,111 кг. відбувалося протягом 71394 с. За результатами вимірювання виявлено,

що питома активність ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th у зразку ґрунту має сумарну питому γ -активність 415 Бк/кг (табл. 3.2)

Таблиця 3.2

Фонові питома активність радіонуклідів у зразку ґрунту

(с. Лехнівка, Броварський р-н, Київська область)

Нуклід	Активність, Бк/кг
^{137}Cs	$10,4 \pm 1,25$
^{40}K	$367,9 \pm 28,03$
^{226}Ra	$17,6 \pm 6,65$
^{232}Th	$19,5 \pm 2,73$

1. Визначаємо масу шару ґрунту на 1 м^2 , для чого перемножуємо показники площі ґрунту, товщини орного шару та об'ємної маси ґрунту (чорнозем):

$$100 \text{ см} \times 100 \text{ см} \times 25 \text{ см} \times 1,25 \text{ г/см}^3 = 312500 = 312,5 \text{ кг}$$

2. Знаходимо вміст ^{137}Cs на 1 м^2 , для чого забруднення 1 кг множимо на визначену масу ґрунту:

$$10,4 \text{ Бк/кг} \times 350 \text{ кг} = 3250 \text{ Бк} = 3,25 \text{ кБк}$$

3. Визначаємо забруднення території в Ки/км^2 , для чого ділимо отримане забруднення на забруднення при 1 Ки ($1 \text{ Ки/км}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$):

$$3,25 \text{ кБк/м}^2 : 37 \text{ кБк/м}^2 = 0,09 \text{ Ки/км}^2$$

4. За даними науковців, співвідношення питомих активностей ^{90}Sr та ^{137}Cs для випадків після аварії на Чорнобильській АЕС складає 1 до 20. Питому активність

^{90}Sr для дослідної ділянки перед експериментом оцінюємо в 0,5 Бк/кг.

Проміжний висновок №2:

При забрудненні ґрунту ^{137}Cs менше 5 Ки/км^2 територія не належить до зони радіоактивного забруднення та має фонові значення питомих активностей ^{137}Cs та ^{90}Sr .

Для подальших розрахунків було розраховано внесену активність радіонуклідів у ґрунт у разі використання попелу як меліоранту (табл. 3.3) та розраховану питому активність ґрунту варіантів з внесенням попелу (табл. 3.4).

Таблиця 3.3

Варіант	Внесена активність радіонуклідів у ґрунт, Бк/м ²		
	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
Контроль	-	-	-
0,1 кг/м ²	1750	224,5	292,4
0,2 кг/м ²	3500	450	584

Для визначення питомої активності радіонуклідів ґрунту проведено розрахунок з визначенням вмісту радіонуклідів на 1 кг маси ґрунту. Кінцеві дані наведені у таблиці 3.4.

Таблиця 3.4

Зведена таблиця питомої активності ґрунту

Варіант	Питома активність радіонуклідів ґрунту, Бк/кг		
	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
Контроль	0,5	367,9	10,4
0,1 кг/м ²	6,1	368,6	11,3
0,2 кг/м ²	11,7	369,3	12,3

За даними, наведеними у таблиці, враховуючи значне концентрування у попелі радіонукліду ⁹⁰Sr, у разі використання попелу як меліоранту питома активність ґрунту значно збільшиться.

3.3 Визначення активності радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr у зразках салату сорту «Айсберг»

Зелена маса салату була зібрана на вище зазначеній земельній ділянці:

Варіант 1. Салат сорту «Айсберг» вирощений без внесення попелу;

Варіант 2. Салат сорту «Айсберг» вирощений за внесення 0,1 кг попелу на 1 м² ґрунту;

Варіант 3. Салат сорту «Айсберг» вирощений за внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту.

Перед β -спектрометрією на вміст радіонуклідів ^{40}K , ^{137}Cs та ^{90}Sr зразки рослинності – салату сорту «Айсберг», було промито проточною водою задля видалення залишків ґрунту, просушено, подрібнено та ретельно перемішано (окремо, відповідно до вирощених рядків).

Результати вимірювання зразків зеленої біомаси салату сорту «Айсберг» наведені у табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Питома активність радіонуклідів у зразках зеленої біомаси салату

Варіант	Питома активність, Бк/кг		
	^{90}Sr	^{40}K	^{137}Cs
Контроль	<12 (нижче МДА)	14,8 ± 5	<91 (нижче МДА)
0,1 кг/м ²	27 ± 9	63 ± 9	<69 (нижче МДА)
0,2 кг/м ²	40 ± 12	79 ± 15	<98 (нижче МДА)

Проміжний висновок №3:

Значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у деяких продуктах харчування (ДР-2006), а саме для свіжих овочів становить для ^{137}Cs становить 40 Бк/кг, для ^{90}Sr – 20 Бк/кг.

Значення питомої активності ^{137}Cs в зразках визначити не вдалося (нижче мінімально детектованої активності). Значення питомої активності ^{90}Sr у зразку

салату, вирощеного за внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту, вказує на перевищення допустимого рівню вмісту радіонуклідів ⁹⁰Sr в два рази.

3.4 Визначення активності радіонуклідів ⁴⁰K, ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у зразках

редису сорту «Червоний з білим кінчиком»

Зелена маса салату була зібрана на вище зазначеній земельній ділянці.

Варіант 1. Редис сорту «Червоний з білим кінчиком» вирощений за без

внесення попелу на 1 м²

Варіант 2. Редис сорту «Червоний з білим кінчиком» вирощений за

внесення 0,1 кг попелу на 1 м² ґрунту

Варіант 3. Редис сорту «Червоний з білим кінчиком» вирощений за

внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту.

Перед β-спектрометрією на вміст радіонуклідів ⁴⁰K, ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr зразок рослинності – зелена маса редису сорту «Червоний з білим кінчиком» було промито проточною водою задля видалення залишків ґрунту, висушено до повітряно-сухого стану, подрібнено та ретельно перемішано.

Методом β-спектрометрії було отримано значення питомої активності радіонуклідів у зразках сухої зеленої маси редису. Для подальшого дослідження необхідно визначити питому активність радіонуклідів у зразках вологої зеленої маси редису. У таблиці 3.6 наведено порівняння ваги зеленої маси редису до та після висушування.

Таблиця 3.6

Порівняння ваги зеленої маси редису до та після висушування

Варіант	Маса зеленої маси редису до висушування, кг	Маса сухої зеленої маси редису, кг
Контроль	0,166	0,008
0,1 кг/м ²	0,132	0,008
0,2 кг/м ²	0,142	0,015

Питома активність радіонуклідів у зразках зеленої біомаси редису, визначена розрахунковим методом, наведена у табл. 3.7

Таблиця 3.7

Питома активність радіонуклідів у зразках зеленої біомаси редису

Варіант	Питома активність, Бк/кг		
	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
Контроль	<28 (нижче МДА)	183 ± 35	<20 (нижче МДА)
0,1 кг/м ²	66 ± 13	453 ± 68	<6 (нижче МДА)
0,2 кг/м ²	68 ± 16	473 ± 80	<34 (нижче МДА)

За результатами досліджень вчених, що займалися вивченням розподілу радіонуклідів по органах рослин [45] для редису було визначено що розподіл радіонуклідів ¹³⁴Cs та ⁸⁵Sr в коренеплоді та листяній частині орієнтовно становить один до одного. Для подальших розрахунків дози внутрішнього опромінення вважаємо що питома активність радіонуклідів у зразках коренеплодів редису дорівнює питомій активності радіонуклідів у зразках зеленої біомаси редису.

Проміжний висновок №4:

Значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у деяких продуктах харчування (ДР-2006), а саме для свіжих овочів становить для ¹³⁷Cs становить 40 Бк/кг, для ⁹⁰Sr – 20 Бк/кг.

Значення питомої активності ¹³⁷Cs в зразках визначити не вдалося (нижче мінімально детектованої активності). Значення питомої активності ⁹⁰Sr у зразку редису, вирощеного за внесення попелу, вказує на перевищення допустимого рівню вмісту радіонукліду ⁹⁰Sr в 3,3-3,4 рази.

3.5 Визначення коефіцієнту накопичення радіонуклідів рослинами

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів рослинами (K_n) – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту.

Проаналізувавши вище наведені результати дослідження було визначено значення показників K_n для салату сорту «Айсберг» (табл. 3.8) та для редису сорту «Червоний з білим кінчиком» (табл. 3.9).

Таблиця 3.8

Значення показника K_n для салату сорту «Айсберг»

Варіант	K_n		
	^{90}Sr	^{40}K	^{137}Cs
Контроль	-	0,04	-
0,1 кг/м ²	4,4	0,17	-
0,2 кг/м ²	3,4	4,67	-

Таблиця 3.9

Значення показника K_n для редису сорту «Червоний з білим кінчиком»

Варіант	K_n		
	^{90}Sr	^{40}K	^{137}Cs
Контроль	-	0,49	-
0,1 кг/м ²	10,8	1,22	-
0,2 кг/м ²	5,8	1,28	-

Проміжний висновок №5:

Значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів ^{90}Sr та ^{40}K вказують на значне накопичення радіонуклідів рослинами вирощеними за внесення попелу.

Значення коефіцієнту накопичення ^{137}Cs рослинами в зразках визначити не

вдалося (показник питомої активності радіонукліду у рослинній сировині нижче мінімально детектованої активності). Варто також відмітити, що K_{sp} для варіанту з внесенням подвійної норми попелу є нижчим, порівняно з нормальним

внесенням. Ми припускаємо, що у наступні роки вирощування рослин на цій ділянці буде спостерігатися поступове збільшення накопичення ^{90}Sr рослинами за рахунок зростання кількості доступного радіонукліду в ґрунті.

3.6 Визначення дози внутрішнього опромінення у разі споживання редису сорту «Червоний з білим кінчиком» та салату сорту «Айсберг»

Враховуючи, що показник питомої активності радіонукліду ^{137}Cs у рослинній сировині нижче мінімально детектованої активності, визначення дози внутрішнього опромінення у разі споживання редису та салату відбувається лише за вмістом радіонукліду ^{90}Sr .

Для обчислення річної еквівалентної дози внутрішнього опромінення, сформовану внаслідок споживання продукції необхідно кількість ^{90}Sr , що надійде в організм людини протягом року споживання продукції помножити на дозову ціну $1 \text{ Бк } ^{90}\text{Sr}$.

Дозова ціна для ^{90}Sr внаслідок перорального надходження радіонукліду в організм людини становить $4 \times 10^{-3} \text{ мкЗв/Бк}$.

1) Визначення дози внутрішнього опромінення у разі споживання редису:

Споживання редиски становить 4 кг на одну людину протягом року.

Для першого варіанту редису вирощеного без внесення попелу розрахунки не проводяться.

Для другого варіанту редису, вирощеного за внесення за внесення 0,1 кг попелу на 1 м^2 ґрунту, розраховуємо річну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення, сформовану внаслідок споживання редису:

$$27 \text{ Бк/кг} \times 4 \text{ кг} = 108 \text{ Бк}$$

$108 \text{ Бк} \times 4 \times 10^{-3} \text{ мкЗв/Бк} = 0,432 \text{ мкЗв}$
 Для третього варіанту редису, вирощеного за внесення за внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту, розраховуємо річну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення, сформовану внаслідок споживання редису:

$40 \text{ Бк/кг} \times 6 \text{ кг} = 160 \text{ Бк}$
 $160 \text{ Бк} \times 4 \times 10^{-3} \text{ мкЗв/Бк} = 0,640 \text{ мкЗв}$
 2) Визначення дози внутрішнього опромінення у разі споживання салату:

Споживання інших овочів (серед яких листові, у тому числі столова зелень) становить 6 кг на одну людину протягом року.

Для першого варіанту салату, вирощеного без внесення попелу розрахунки не проводяться.

Для другого варіанту салату, вирощеного за внесення за внесення 0,1 кг попелу на 1 м² ґрунту, розраховуємо річну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення, сформовану внаслідок споживання салату:

$66 \text{ Бк/кг} \times 6 \text{ кг} = 396 \text{ Бк}$
 $396 \text{ Бк} \times 4 \times 10^{-3} \text{ мкЗв/Бк} = 1,584 \text{ мкЗв}$

Для третього варіанту салату, вирощеного за внесення за внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту, розраховуємо річну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення, сформовану внаслідок споживання салату:

$68 \text{ Бк/кг} \times 6 \text{ кг} = 408 \text{ Бк}$
 $408 \text{ Бк} \times 4 \times 10^{-3} \text{ мкЗв/Бк} = 1,632 \text{ мкЗв}$

Проміжний висновок №6

У разі споживання людиною редису та салату, вирощеного за внесення 0,1 кг попелу на 1 м² ґрунту, річна еквівалентна доза внутрішнього опромінення сумарно від споживання салату та редису становитиме 2,016 мкЗв.

За внесення за внесення 0,2 кг попелу на 1 м² ґрунту, річна еквівалентна доза внутрішнього опромінення сумарно від споживання салату та редису становитиме 2,272 мкЗв.

ВІСНОВКИ

1. Виявлено, що питома активність ^{90}Sr у зразку попелу дорівнює $17150 \pm 2217,5$ Бк/кг, ^{137}Cs – $2924 \pm 437,2$ Бк/кг, ^{40}K – $2245 \pm 529,2$ Бк/кг, що свідчить про нагромадження у деревній рослинності радіонуклідів та їх концентрування в попілі після спалювання.

2. Визначено, що територія, на якій відбувалося вирощування рослин не належить до зони радіоактивного забруднення та має фонові значення питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr .

3. Значення питомої активності ^{137}Cs в зразках салату визначити не вдалося (нижче мінімально детектованої активності). Значення питомої активності ^{90}Sr у зразках салату, вирощеного за внесення $0,2$ кг попелу на 1 м^2 ґрунту, вказує на перевищення допустимого рівню вмісту радіонукліду ^{90}Sr в два рази.

4. Значення питомої активності ^{137}Cs в зразках редису визначити не вдалося (нижче мінімально детектованої активності). Значення питомої активності ^{90}Sr у зразках редису, вирощеного за внесення попелу, вказує на перевищення допустимого рівню вмісту радіонукліду ^{90}Sr в ~~3,3~~ ~~3~~ ~~3~~ ~~4~~ рази.

5. Значення коефіцієнтів накопичення радіонукліду ^{90}Sr вказують на значне накопичення радіонукліду рослинами вирощеними за внесення попелу.

Значення коефіцієнту накопичення ^{137}Cs рослинами в зразках визначити не вдалося (показник питомої активності радіонукліду у рослинній сировині нижче мінімально детектованої активності).

6. У разі споживання людиною редису та салату, вирощеного за внесення $0,1$ кг попелу на 1 м^2 ґрунту, річна еквівалентна доза внутрішнього опромінення сумарно від споживання салату та редису становитиме $2,016$ мкЗв.

При подвійній нормі внесення річна еквівалентна доза внутрішнього опромінення сумарно від споживання салату та редису становитиме $2,272$ мкЗв.

7. Показано, що коефіцієнт накопичення радіонукліду ^{90}Sr рослинами у системі ґрунт-рослина за внесення радіоактивно забрудненого попелу має потенціал до збільшення у наступні роки вирощування рослин на досліджуваній території, що співпадає з результатами інших науковців, які різке збільшення

переходу радіонуклідів спостерігали на 3 рік польових експериментів.

8. Рекомендовано контролювати радіоактивності деревини, що використовують жителі сіл поблизу зони гарантованого добровільного відселення для спалювання у печах, та проведення просвітницьких заходів для

попередження використання даного попелу як добрива на власних присадибних ділянках.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Бабенко В.В., О.С. Казимиров О.С., О.Ф. Рудик О.Ф. Активність Бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках: навч. посібник. Київ : «АтомКомплекПрилад», 1998. 27 с.
2. Балюк С. А. Агрохімія і ґрунтознавство: міжвідомчий тематичний науковий збірник / ІНЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського». Харків : «ІГА імені О.Н. Соколовського», 2017. № 86. 129 с.
3. Белов А.А. Воздействие загрязнения природной среды радионуклидами на древесно-кустарниковую растительность. Радиационная экология леса. №2 С. 19-31.
4. Географія радіоактивних добрив. Agravery.com — аграрне інформаційне агентство: веб-сайт. URL: <https://agravery.com/uk/posts/show/geografija-radioaktivnih-dobriv-cogosteregisa>
5. Господаренко Г. М. Агрохімія. підручник. Київ : Аграрна освіта, 2013. – 406 с.
6. Гронська Л.С., Какура І.В., Карачов І.І., Наговіцина Л.І. Окремі питання організації радіаційного моніторингу в районах розташування спецкомбінатів укр до радона / Інститут гігієни та медичної екології ім.О.М.Марзеева АМН України, м. Київ
7. Гудков І. М., Гайченко В.А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: навч. посібник. Київ : «Видавництво Ліра-К», 2017. 267 с.
8. Гудков І.М. Радіобіологія: підручник. Київ : НУБіП України, 2016. 485 с.;
9. Екологічний моніторинг довкілля / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: <https://menr.gov.ua/content/ekologichniy-monitoring-dovkillya.html>

10. Забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь / Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України». URL: <http://www.iogu.gov.ua/monitorynh-objektivdovkilliya/radionuklidy/>

11. Загальна та біонеорганічна хімія / Карнаухов О. І., Мельничук Д. О., Чеботько, Копієвич В.А. навч. посібник. Київ: «Фенікс», 2001. 377 с.

12. Кашпаров В. А. Лазарев Н. М. Поліщук С. В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе. Агроекологічний журнал. 2005. №3, С. 31-41.

13. Кінцо В.О., Петілова О.Д., Гудков І.М. Радиобіологія та радіоекологія: методичні рекомендації. Київ: НУБіП України, 2009. 47 с.

14. Кінцо В.О., Поліщук С. В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології: навч. посібник. Київ: «Хай-Тек Прес», 2009. 320 с.

15. Книга 5. Електроенергетика та охорона навколишнього середовища. Функціонування енергетики в сучасному світі. Енергетика: веб-сайт. URL: <http://energetika.in.ua/ua/books/book-5>

16. Кутлахмедов Ю. А. Дорога к теоретической радиозологии. Киев: «Фитосоцицентр», 2015. 360 с.

17. Кутлахмедов Ю. О., Родіна В. В., Матвеева І. А. Теорія радіємності і моделі надійності при оцінці екологічних ризиків в екосистемах. Екологічна безпека. Національний авіаційний університет. 2011. № 2. С. 133–136

18. Лазарев М. М., Косарчук О. В., Поліщук С. В., Левчук С. Є., Отрешко Л. М. Моніторинг забруднення ^{137}Cs деревної золи у приватних господарствах північних районів житомирської області. Біологія, біотехнологія, екологія. Наукові доповіді НУБіП України 2018. № (71). С.13

19. Мамахин С. В. Краткое введение в радиозологию: веб-сайт. URL: http://ecoradmod.narod.ru/rus/publication2/Mamikhin_radioecology.pdf

20. Методи управління радіємністю екосистем: навч. посібник. / Д. М. Гроздинський, Ю. О. Кутлахметов, О. М. Міхеєв, В. В. Родіна, О. П. Кравець, Ю. В. Шиліна. Київ, 2006. 172 с.

21. Нормативно-правові акти / Державне агентство України з управління зоною відчуження. URL: <http://dazp.gov.ua/ofitsijni-dokumenty/normativno-pravovi-akti.html>

22. Польовий А.М, Гуцал А.І. Дронова О.О. Грунтознавство: підручник. Одеса: Екологія, 2013. 668 с.

23. Прянишников Д. М. Амрохімія: навч. посібник. Київ : 1954. 608 с.

24. Хомуцін Ю. В., Каппаров В. О., Данилевський С. Є. Оцінка радіологічної безпеки непроточних і напівпроточних водоймищ на території, забрудненій радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи: Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. 2009. №2 (34). С. 13-22.

25. Шкварук М. М., Делеменчук М. М. Грунтознавство: підручник. Київ : «Вища школа», 1976. 320 с.

26. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи : Закон України від 27.02.91 р. № 791а-ХІІ. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/791%D0%B0-12>

27. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.91 № 1264-ХІІ. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12>

28. Про затвердження Методичних вказівок "Відбір проб, первинна обробка та визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs в харчових продуктах" [Електронний ресурс] : наказ від 11 серпня 2008 року №446. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/v0446282-08/card2/sp:max25>

29. Про внесення змін і доповнень до Закону України "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи": Закон України від 01.07.92 р. №37, ст.543 URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2532-12>

30. Про введення в дію Державних гігієнічних нормативів "Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)" : постанова № 62 від 01.12.97. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v006228297>

31. Про затвердження державних санітарних правил "Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України" : наказ від 02.02.2005 N 54 URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0552-05#Text>

32. Договір про заборону випробувань ядерної зброї в атмосфері, в космічному просторі та під водою від 05.08.1963 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_376#Text

33. Договір про нерозповсюдження ядерної зброї від 01.07.1968 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_098#Text

34. Договір про заборону розміщення на дні морів та океанів та у його надрах ядерної зброї та інших видів зброї масового знищення від 11.02.1971 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_385#Text

35. Конвенція від 31 січня 1963 р., що доповнює Паризьку конвенцію від 29 липня 1960 р. про відповідальність перед третьою стороною у галузі ядерної енергії від 31.01.1963 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_218#Text

36. Конвенція про цивільну відповідальність в області морських перевезень ядерних матеріалів" від 17.12.1971 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_125#Text

37. Конвенція про оперативне сповіщення про ядерні аварії" від 26.09.1986 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_026#Text

38. Конвенція про допомогу у випадку ядерної аварії або радіаційної аварійної ситуації" від 26.09.1986 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_027#Text

39. Віденська Конвенція з цивільної відповідальності за ядерну шкоду (приєднання України 20.9.1996). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_006#Text

40. Конвенція про фізичний захист ядерного матеріалу (приєднання України 6.7.1993). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_024#Text

41. Конвенція про ядерну безпеку (підписано в 1996 році, ратифіковано 17.12.97, набула чинності 7.7.98). URL:

https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_023#Text

42. Об'єднана конвенція про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами (Відень, підписано 29.09.1997). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_335#Text

43. Конвенція про додаткову компенсацію за ядерну шкоду (Відень, підписано 29.09.1997) URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/951_010#Text

44. Угода про грант (Проект ядерної безпеки Чорнобильської АЕС) між Європейським банком реконструкції та розвитку, як Розпорядником коштів Гранту з Рахунку ядерної безпеки, Урядом України та Чорнобильською атомною електростанцією від 12.11.1996 р. URL:

https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/996_729#Text

45. A. Aba et al., Estimation of radiostrontium, radiocesium and radiobarium transfer from arid soil to plant: A case study from Kuwait, Nuclear Engineering and Technology, <https://doi.org/10.1016/j.net.2020.08.023>