

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет водогосподарської інженерії та екології
Кафедра екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
Зав. кафедрою екології
проф. _____ В.І. Чорна
« ____ » _____ 20__ р.

Пояснювальна записка

до дипломної роботи

освітнього ступеня «бакалавр»

на тему: «Аналіз особливостей міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі»

Виконала: здобувачка вищої освіти 5 курсу,
групи ЕМз-1-16 спеціальності 101 «Екологія»
_____ Ілющенко А. О.

Керівник _____ к.б.н., доц. Ананьєва Т.В.

Рецензент _____ к.б.н., доц. Маренков О.М.

Консультанти:

1. Економіки природокористування _____ к.е.н., доц. Галаган Т.І.

2. Охорони праці _____ к.т.н., доц. Годяєв С.Г

Дніпро-2021

Дніпровський державний аграрно-економічний університет

Факультет водогосподарської інженерії та екології

Кафедра екології

Спеціальність 101 «Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Зав. кафедрою екології

проф. _____ В.І. Чорна

«____» _____ 20__ р.

ЗАВДАННЯ

на дипломну роботу для здобуття освітнього ступеня «Бакалавр»

здобувачу вищої освіти

Лющенко Аліни Олександрівні

1. Тема проекту (роботи) «Аналіз особливостей міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі»

керівник роботи: Ананьєва Т. В., к.б.н., доцент

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджена наказом по ДДАЕУ від «02» червня 2021 р. №1231.

2. Термін задачі здобувачем вищої освіти закінченого проекту (роботи): «22» червня 2021 р.

3. Вихідні дані до проекту (роботи) вміст природних і штучних радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту, приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень та листі різновікових дерев робінії псевдоакації в залежності від сезону року.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, що їх належить розробити): Вступ. 1 Огляд літератури; 2 Фізико-географічна характеристика району дослідження; 3 Матеріали та методи дослідження; 4 Результати досліджень та їх обговорення; 5 Економічна частина; 6 Охорона праці та безпека в надзвичайних ситуаціях.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень): Презентація в середовищі Power Point з демонстрацією слайдів за результатами досліджень. 12 таблиць та 9 рисунків: Рисунок 1.1. Схема міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах до людини; Рисунок 1.2 - Блок-схема динамічної камерної моделі тюльпанного дерева при надходженні ¹³⁷Cs (цифрами показано швидкість переходу радіонуклідів з однієї камери в іншу); Рисунок 4.1 - Рівні вмісту природних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у ґрунті під штучними лісовими насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева; Рисунок 4.2 - Рівні вмісту штучних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у ґрунті під насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева; Рисунок 4.3 - Рівні вмісту природних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева; Рисунок 4.4 - Рівні вмісту штучних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у приґрунтовому шарі насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева; Рисунок 4.5 - Рівні вмісту природних радіонуклідів

РЕФЕРАТ

Дипломна робота складається з 6 розділів, в яких розкрита проблема, містить 82 сторінок тексту, 12 таблиць, 9 рисунків, 43 літературного джерела.

Об'єкт досліджень: процеси накопичення і міграції основних дозоутворюючих радіонуклідів та формування ефективної питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози у штучних лісових насадженнях.

Предмет досліджень: рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту, приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень та листі різновікових дерев робінії псевдоакації в залежності від сезону року.

Мета роботи: виявлення закономірностей міграції радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових штучних лісових екосистем.

Для досягнення поставленої мети вирішувався ряд завдань:

1. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у ґрунті штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*).

2. Дослідити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*).

3. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*) у штучних насадженнях.

4. Простежити шляхи міграції радіонуклідів між складовими елементами штучної лісової екосистеми – ґрунтом, лісовою підстилкою та листям деревної породи *Robinia pseudoacacia L.*

5. Вивчити сезонну модель міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі.

В результаті проведених досліджень встановлено, що найбільш високі концентрації природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегральних показників ефективної питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози були виявлені у лісовій підстилці, найменші – у листі; значення обох

інтегральних показників у ґрунті та лісовій підстилці були в межах допустимого радіаційного фону і не становили ризику для біологічних об'єктів. Концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги збільшувалися впродовж осінньо-зимового періоду у 1,5–2 рази, хоча і не переважали допустимих норм. Значення показників питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози у лісовій підстилці закономірно зменшувалися, що свідчило про сезонне зниження радіаційного фону за рахунок міграції дозоутворюючих радіонуклідів у більш глибокі шари ґрунту.

Методи дослідження: польові методи відбору зразків природного матеріалу, лабораторні методи первинної пробопідготовки, радіоспектрометричний метод визначення радіонуклідів у природних субстратах, розрахункові, графічні, аналітичні методи.

ЗМІСТ

	Стор.
ВСТУП	7
1 ШЛЯХИ НАДХОДЖЕННЯ І РОЗПОВСЮДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	10
1.1 Характеристика основних екологічно значущих радіонуклідів природного і штучного походження	10
1.1.1 Природні радіонукліди (калій-40, торій-232, радій-226)	11
1.1.2 Штучні радіонукліди (цезій-137, стронцій-90)	14
1.2 Загальна схема міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі	16
1.3 Основні закономірності поглинання радіонуклідів у ґрунті	18
1.4 Особливості міграції радіонуклідів у лісових екосистемах	21
1.5 Радіоекологічні проблеми Дніпропетровської області	26
2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ	31
2.1 Загальна характеристика	31
2.2 Водні ресурси та їх використання	33
2.3 Рослинний покрив	34
2.4 Лісові ресурси	36
3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	39
4 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	41
4.1 Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у ґрунті штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>)	41

4.2	Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у пригрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>)	44
4.3	Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у листі робінії псевдоакації (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>) у штучних лісових насадженнях	48
5	ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА	53
6	ОХОРОНА ПРАЦІ	52
6.1	Аналіз стану з охорони праці на кафедрі екології в Дніпровському державному аграрно-економічному університеті	52
	ВИСНОВКИ	55
	СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	56
	ДОДАТКИ	61
	Додаток А	62
	Додаток Б	65
	Додаток В	75

ВСТУП

Лісомеліорація – один із пріоритетів охорони та раціонального використання земель та відновлення родючості ґрунтів. Ліси є найважливішим фактором боротьби з сухим кліматом, охорони навколишнього середовища, впровадження важливих норм щодо захисту ґрунтів та вод, запобігання утворенню піщаних бур та суховіїв на території південно-східної України [1, 2]. Розширення лісозахисних, рекреаційних, декоративних та лісовідновних насаджень поліпшує родючість ґрунтів та слугує ефективному використанню природних ресурсів у цій місцевості. Стійка рослинність захищає частини поверхні ґрунту і зменшує твердий стік. Формування та розвиток рослинності відіграє підвищену буферну роль в міграції радіонуклідів [3]. У цьому відношенні роль штучних лісосмуг у обмеженні руху радіоізотопів природного та штучного з походження представляє великий інтерес.

Концепція збалансованого розвитку агроєкосистем на період до 2025 р., затверджена Президією УААН у 2003 р., визначає підсиллення робіт щодо збереження лісових генофондів і насадження лісових масивів [4]. Відомо, що ліси є особливим типом екосистем, які утримують радіонукліди. Ліси можуть впливати на рух радіонуклідів на великих територіях. Під впливом атмосферних опадів радіонукліди, які осідають внаслідок дефоліації, мігрують на у лісовий опад і підстилку та беруть участь в основних біоекологічних процесах.

Надходження радіонуклідів в результаті живлення коренів рослин призводить до накопичення радіонуклідів у складових лісових біотичних угруповань [3, 5]. Радіонукліди концентруються переважно у ґрунті та лісовому опаді органічних речовин. Мох відіграє важливу роль у зосередженні радіонуклідів. Через розкладання органічних опадів радіонукліди поступово

мігрують в мінеральну частину ґрунту. Кількісні властивості цього процесу залежать від типу лісової рослинності і кліматичних умов [6, 7].

Ступінь вологості ґрунту відіграє дуже важливу роль у швидкості вертикального руху. Більш висока вологість збільшує інтенсивність міграції радіонуклідів усередині них, відповідно, і вміст їх у лісових відходах. Важливим фактором перерозподілу радіонуклідів між лісовими відходами та неорганічними частинами ґрунту є популяційний склад насаджень. [5, 8].

У лісових екосистемах України, після аварії на Чорнобильській АЕС, проводилися широкі радіоекологічні дослідження, але лише невелика їх кількість була безпосередньо присвячена вивченню переходу радіонуклідів до рослин, особливостей накопичення та утримання радіонуклідів у частинах рослин. Процеси міграції радіоактивних елементів у штучних лісових насадженнях майже не вивчалися [5–7, 9, 10].

Об'єкт досліджень: процеси накопичення і міграції основних дозоутворюючих радіонуклідів та формування ефективної питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози у штучних лісових насадженнях.

Предмет досліджень: рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту, приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень та листі різновікових дерев робінії псевдоакації в залежності від сезону року.

Метою нашої роботи стало виявлення закономірностей міграції радіонуклідів у абіотичних і біотичних складових штучних лісових екосистем.

Відповідно до загальної мети були поставлені такі завдання:

1. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у ґрунті штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.).

2. Дослідити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.).

3. Визначити рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.) у штучних насадженнях.

4. Простежити шляхи міграції радіонуклідів між складовими елементами штучної лісової екосистеми – ґрунтом, лісовою підстилкою та листям деревної породи *Robinia pseudoacacia* L.

5. Вивчити сезонну модель міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі.

Методи дослідження – польові методи відбору зразків природного матеріалу, лабораторні методи первинної пробопідготовки, атомно-абсорбційний метод визначення важких металів у природних субстратах, розрахункові, графічні, аналітичні методи.

1. ШЛЯХИ НАДХОДЖЕННЯ І РОЗПОВСЮДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ У ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1 Характеристика основних екологічно значущих радіонуклідів природного і штучного походження

Радіонуклід – атом з нестійким ядром, що характеризується додатковою енергією, яка доступна для передачі до створеної радіаційної частинки, або до одного з електронів атома в процесі внутрішньої конверсії. При вивільненні енергії радіонуклід проходить через процес радіоактивного розпаду, і зазвичай випускає один або більше фотонів, гамма–променів, або субатомні частинки. Ці частинки складають іонізуюче випромінювання. Радіонукліди утворюються в природних умовах, але також можуть бути отримані штучно при бомбардуванні стабільного елемента нейтронами в ядерному реакторі.

За походженням радіонукліди поділяють на штучні та природного походження. В 1934 р. подружжям Жоліо–Кюрі були відкриті штучні радіонукліди, які показали, що в результаті дії α -частинок на ядра легких елементів утворюються інші елементи, які є радіоактивними. Штучним шляхом до теперішнього часу отримано понад 900 радіоізотопів. Особливо багато штучних радіоізотопів отримують в ядерних реакторах, де створюються потужні потоки нейтронів, що дає можливість отримувати величезну кількість радіонуклідів всіх елементів періодичної системи. Більшість з них є α -випромінювачами і мають великі періоди напіврозпаду. Радіоактивні речовини, які утворюються в результаті ядерного вибуху, представлені в основному продуктами розподілу ^{235}U або ^{239}Pu , що не вигоріли з ядерним паливом і матеріалами з наведеною активністю [3,11].

Природними радіоактивними речовинами прийнято вважати такі радіоактивні речовини, які утворилися і постійно знову утворюються без участі

людини. Це, перш за все, довгоживучі, тобто з великим періодом напіврозпаду, радіоактивні елементи, що утворилися одночасно з утворенням Землі. Період напіврозпаду цих радіоактивних елементів обчислюється мільйонами і мільярдами років. Зараз відомо більше 300 природних радіонуклідів. Найхарактернішими є радіоактивні сімейства урану, торію, актинія.

З багатьох природних радіонуклідів для радіоекології істотні практично космогенні, земного походження ^{40}K , і радіонукліди ряду ^{238}U і ^{232}Th .

Джерелом радіонуклідів земного походження (^{40}K , радіонукліди сімейств ^{238}U і ^{232}Th) є земна кора. Незалежно від шляху утворення Землі елементний склад вихідного матеріалу був близький до елементного складу Сонячної системи. Радіоактивні елементи є легко окислюваними металами, їх оксиди мають відносно малу щільність і тому вони містяться в земній корі переважно у вигляді оксидів і переважають в земній корі (а не в її щільній мантії). У монолітних гірських породах і в інших «запечатаних» вмістищах (пастках) материнські і дочірні радіонукліди знаходяться разом і, як правило, в стані радіоактивної рівноваги. З інших місць радіонукліди можуть йти самими різними шляхами в результаті фізичних, хімічних процесів, початком яких може бути процес радіоактивного розпаду.

1.1.1 Природні радіонукліди (калій-40, торій-232, радій-226)

^{40}K , $T_{1/2} = 1,3 \cdot 10^9$ років. Калій - легко окислюваний лужний метал, який утворює добре розчинні солі. У первинних гірських породах його вміст найбільше в кислих вулканічних породах (граніти та ін.). З осадових порід найбільшим вмістом ^{40}K володіють сланці і пісковики.

^{40}K є одним з головних природних радіонуклідів у ґрунтах, водах, донних відкладеннях і в біологічних об'єктах. Калій – один з важливих біологічних елементів.

^{226}Ra , $T_{1/2} = 1602$. Широко поширений в природі і є одним з основних джерел природного радіаційного фону. Міститься практично у всіх об'єктах довкілля.

Незалежно від хімічної форми при потраплянні до живих організмів депонуються (накопичуються) в кісткових тканинах. Добре засвоюється рослинами і, через них, може надходити в організми тварин.

^{232}Th , $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ років. Торій хімічно активний. У живих організмах солі торію гідролізуються, утворюють важко розчинні гідроксиди та комплекси з білками, амінокислотами, органічними кислотами. Дрібні частинки можуть адсорбуватися на поверхні клітин у м'яких тканинах. Торій може практично осідати на кістковій тканині.

Підвищений радіаційний фон в деяких районах зумовлений використанням будівельних матеріалів, які містять велику кількість радіоактивних речовин в порівнянні з ґрунтовими утвореннями і геологічними породами. Наприклад, у таких традиційних будівельних матеріалах, як гравій, пісок, камінь може міститися велика кількість урану-238, торію-232, калію-40), так як і в матеріалах, виготовлених з використанням промислових відходів).

Великий внесок у дозу опромінення населення вносять викид природних радіонуклідів з золою на теплових електростанціях і використання мінеральних добрив, вони забезпечують штучні джерела збільшення природного радіоактивного фону [12].

В останній чверті ХХ ст. споживання енергоносіїв (вугілля, нафти, газу, торфу) зросло у десятки разів, при їх видобутку велика кількість хімічних елементів переміщується на поверхню, включаючи природні радіонукліди. Близько 70 % світового вугілля спалюється на теплових електростанціях, а близько 20 % - у коксових печах. Частина важкої золи при неповному згорянні органічної речовини опускається на дно, утворюючи так звану подову золу та шлак. Дрібні частинки золи потрапляють в атмосферу з потоком газу. Найменші частки викидів золи мають субмікронні розміри. Такі частинки

максимально збагачені мікроелементами, включаючи природні радіонукліди [12].

Крім того, природні радіонукліди потрапляють у навколишнє середовище при спалюванні вугілля в результаті опалення приватних будинків, вугільну золу використовують для виробництва цементу та бетону, як сільськогосподарські покриття та наповнювачі добрив.

Негативний вплив компаній вугільного циклу на населення з точки зору розміру та різноманітності може переважати вплив ядерного паливного циклу. Окрім постійного викиду в атмосферу продуктів згоряння вугілля, важливим фактором є велика кількість радіоактивних відходів, утилізація та зберігання яких також може призвести до забруднення навколишнього середовища. З 20-х років минулого століття, як відомо, утворення родовищ нафти та газу, особливо у зонах контакту води та вуглецю, багате на природні радіонукліди [12].

Радіоактивність прісної води в основному зумовлена високою концентрацією радію-226, вміст якого в 100-1000 разів перевищує природний радіоактивний фон (також використовується для промислового видобутку радію) [13].

Видобуток, переробка та використання фосфорних добрив є одним із джерел природних радіонуклідів у біосфері. Осадова фосфатна руда характеризується високими концентраціями урану-238 та його сімейства радіонуклідів із середньою концентрацією 1500 Бк / кг та значно меншою концентрацією сімейства радіонуклідів торію-232. Майже весь уран-238 та окремі частини радію-226, торію-228, торію-230, свинцю-210 та полонію-210 можуть бути перетворені на добриво, залежно від виду сировини та технічних характеристик його переробки. Концентрації цих радіонуклідів у всіх видах фосфорних добрив дещо вищі, ніж у оброблюваних ґрунтах, незалежно від розвинених відкладень [13].

Концентрація калію-40 у калійних добривах приблизно у 10 разів вища, ніж у ґрунті [14].

Систематичне внесення добрив призводить до підвищення концентрації природних радіонуклідів у водних об'єктах (вода, осад, водні організми). Це пов'язано з виведенням природних радіонуклідів із водозбору. Ці радіонукліди удобрюються як у розчиненому, так і в нерозчиненому вигляді (з поверхневим та дренажним стоком) в результаті ерозії ґрунту.

1.1.2 Штучні радіонукліди (цезій-137, стронцій-90)

Не властиві біосфері штучні радіонукліди, вони з'явилися лише із середини ХХ ст. у результаті розвитку ядерних технологій військового й цивільного застосування.

Джерелами надходження радіонуклідів у навколишнє середовище служать всі підприємства ядерного паливного циклу, як у процесі виробництва, так і при їхньому зберіганні й похованні. Але основна кількість радіонуклідів надходить в атмосферу в процесі видобутку й переробки уранової руди, поділу ізотопів урану й виробництва ядерного палива. На першому етапі в процесі видобутку й переробки уранової руди в першу чергу представлене локальне (у деяких випадках і глобальне) забруднення біосфери важкими природними радіонуклідами [13, 14].

Стронцій-90 і цезій-137 представляють найбільшу небезпеку в екологічному відношенні. Це обумовлено тривалим періодом напіврозпаду (стронцій-90 28 років, і цезій-137 33 роки), високою енергією випромінювання і здатністю легко включатися в біологічний круговорот, в ланцюзі харчування. Стронцій за хімічними властивостями близький до кальцію і входить до складу кісткових тканин, а цезій близький калію і включається в багато реакції живих організмів.

Штучні радіонукліди закріплюються в основному (до 80–90%) у верхньому шарі ґрунту: на цілині – в шарі 0–10 см, на ріллі – в орному горизонті. Найбільшою сорбцією володіють ґрунти з високим вмістом гумусу,

важким гранулометричним складом, багаті монтмориллонитом і гідрослюда, з непромивний типом водного режиму. У таких ґрунтах радіонукліди здатні до міграції в незначній мірі. За ступенем рухливості в ґрунтах радіонукліди утворюють ряд $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce} > ^{129}\text{I} > ^{239}\text{Pu}$ [11].

Стронцій-90. З радіоактивних ізотопів стронцію найбільший інтерес представляють ^{89}Sr ($T_{1/2} = 50,5$ сут.) та ^{90}Sr ($T_{1/2} = 29,1$ року). Основним джерелом забруднення зовнішнього середовища радіоактивним стронцієм були випробування ядерної зброї та аварії на підприємствах ядерно-паливно циклу. Атмосфера - первинний резервуар ^{89}Sr і ^{90}Sr , звідки радіонукліди надходять на сушу і в гідросферу. Осадження визначається гравітацією, адсорбцією на нейтральній пилу, постійно присутньої в атмосфері, і атмосферними опадами (дощ, сніг). Час перебування радіоактивних аерозолів в атмосфері становить 30–40 діб, в стратосфері - кілька років.

До населення радіонукліди в основному надходять із забрудненими продуктами. Інгаляційний шлях має менше значення. Ґрунт => рослини - початкова ланка більшості ланцюжків перенесення радіостронцію із зовнішнього середовища людині. У рослини радіонукліди можуть надходити в результаті безпосереднього забруднення наземних їх частин у момент випадання, пилоутворення та поглинання з ґрунту через кореневу систему [12, 13].

Цезій-137. З 23-х ізотопів цезію 22 – радіоактивні з масовими числами 123-132 і 134-144. Найбільше значення з радіоізотопів цезію має ^{137}Cs . Його період напіврозпаду - $T_{1/2} = 30$ років. Радіоактивні випадіння радіоізотопів цезію на сушу при випробуваннях ядерної зброї і викиди ядерних підприємств до теперішнього часу з'явилися найбільш значущим джерелом забруднення зовнішнього середовища та радіаційного впливу.

Носіями активності при ядерних вибухах є аерозолі, які утворюються в результаті конденсації радіоактивних та нерадіоактивних продуктів вибуху. Атмосфера є первинний резервуар, звідки радіонукліди надходять на земну поверхню. Процес випадання прискорюють атмосферні опади і агрегація

частинок з утворенням більш великих. Період напівочищення стратосфери приблизно дорівнює одному року.

В основному в організм людини через органи дихання в період радіоактивних випадів і перорально з забрудненими продуктами харчування і водою може надходити нуклід. Початковим ланкою більшості харчових ланцюжків є рослини. Радіонукліди можуть потрапити на рослини (листя, стебла, плоди) безпосередньо в момент радіоактивних випадів, через кореневу систему з ґрунту і з забрудненою водою.

Поступаючи в організм, радіоцезій розподіляється практично рівномірно, що призводить до приблизно рівномірному опроміненню органів і тканин [13, 14].

1.2 Загальна схема міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі

Внаслідок діяльності людини радіоактивні елементи надходять в атмосферу, а потім концентруються на поверхні і в товщі ґрунту. На швидкість цього процесу впливають початкова висота підйому радіоактивного пилу, форма вторгнення у навколишнє середовище, погодні умови протягом періоду отримання, рельєф місцевості, рослинність.

Багатошарова структура лісових екосистем уповільнює процес переміщення радіонуклідів на поверхню ґрунту у порівнянні з відкритими ділянками [15, 16].

Після аварії на ЧАЕС близько 90% радіонуклідів, що потрапили у верхні деревні шари рослинності, через рік впали на землю. Тому ґрунтовий покрив став резервуаром радіонуклідів і був першою ланкою в ланцюзі довгоживучого перенесення радіоелементів до людини вздовж трофічного шляху (рис. 1.1).

Ґрунтові покриття отримують багато хімічних речовин штучного походження як сильні природні адсорбенти, що містять радіоактивні речовини.

У цьому випадку значна частина радіонуклідів або міцно пов'язана з органічними частинами ґрунту, або поглинається глинистими мінералами. Це запобігає попаданню радіоактивних елементів у підземні води, лісові рослини та гриби. Однак коренева система лісових рослин (навіть коріння деревних порід) та міцелій зосереджені у верхній частині ґрунту, забрудненій найбільшою кількістю радіонуклідів. Не дивно, що радіоактивні елементи з великою ймовірністю вторгнуться в ці організми [17, 18].

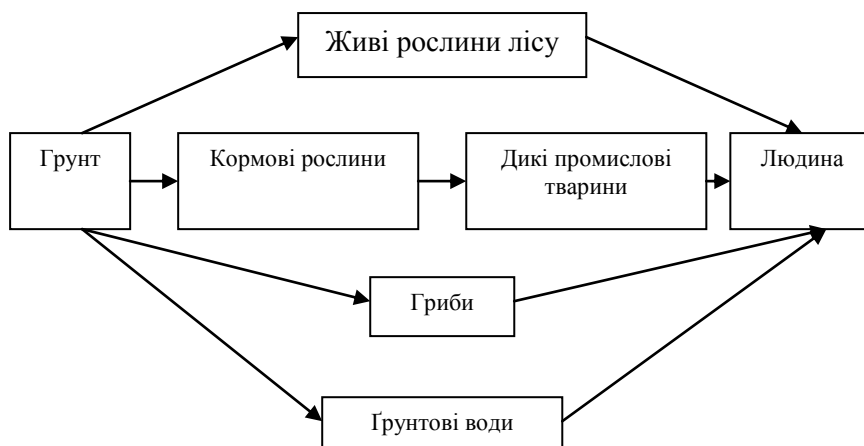


Рисунок 1.1 - Схема міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах до людини

На подальшу поведінку радіонуклідів у ґрунті, на швидкість перебігу тих чи інших процесів впливає досить значна кількість факторів:

- гранулометричний та мінеральний склад ґрунту;
- агрохімічні характеристики ґрунту (кислотність, вміст органічних речовин, склад обмінних катіонів);
- фізичні та фізико-хімічні властивості ґрунтів;
- склад рослинного покриву у лісових насадженнях (особливо ярусу деревних порід);
- кліматичні умови взагалі, погодні умови конкретного року.

Встановлено, що з підвищенням температури ґрунту значно посилюється надходження радіоактивних елементів у рослини, що пояснюється

інтенсифікацією як біологічної активності рослин, так і активності ґрунтових процесів.

1.3 Основні закономірності поглинання радіонуклідів у ґрунті

Поглинені в ґрунті радіонукліди присутні в різних формах всередині них і відрізняються своєю рухливістю, що призводить до різної поведінки ґрунту та доступності біоти.

Водорозчинна форма є частиною радіонукліду, який дуже вільно переходить із ґрунту у воду і доступний для рослин, грибів та мікроорганізмів. Обмінна форма є частиною радіонукліду, який можна видалити з ґрунту за допомогою 1Н розчину ацетату амонію ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$). Деякі з цих форм радіонуклідів також можуть бути доступні живим організмам. Необмінна форма - це кількість радіонуклідів, які можна видалити з ґрунту 6Н соляною кислотою (HCl) після того, як обмінна форма (попередня обробка ґрунту ацетатом амонію) змита. Фіксована форма - це радіонуклід, який залишається в ґрунті навіть після обробки соляною кислотою.

Різні типи ґрунтів різної міцності поглинають радіоактивні елементи (табл. 1.1). Ця таблиця показує, що в Чорноземі міститься більше радіонуклідів, ніж у суглинистих та піщаних ґрунтах. Це пов'язано з різноманітними факторами, головним чином завдяки великій кількості високодисперсних частинок у Чорноземі [12].

Таблиця 1.1 - Сорбція радіонуклідів у ґрунтах, % [12]

Радіонуклід	Дерново-підзолистий ґрунт		Чорнозем
	супіщаний	суглинистий	
^{90}Sr	66	92	96
^{137}Cs	98	99	99
^{106}Ru	49	65	61
^{144}Ce	98	99	100
^{147}Pm	96	98	99
^{60}Co	94	97	98

Поведінка певних радіоелементів у ґрунті значною мірою залежить від наявності макроскопічних кількостей їх хімічних аналогів: елементів, хімічно подібних до радіонуклідів. Стронцій - це кальцій, а цезій - калій. Співвідношення розчину до ґрунту дуже близьке, оскільки стронцій та кальцій поглинаються з розчину в ґрунт приблизно з однаковою інтенсивністю. Для пар цезій-калій ці співвідношення різні, оскільки цезій поглинається з розчину твердою фазою ґрунту набагато швидше, ніж аналог калію [14, 15].

Внесення в ґрунт хімічних аналогів радіонуклідів (для зменшення інтенсивності перенесення на культурні рослини) дуже часто зустрічається у сільськогосподарському виробництві. Це збільшення кальцію в ґрунті призводить до зменшення сорбції ^{90}Sr з розчину. Збільшення останнього в ґрунтових розчинах збільшує ймовірність потрапляння цього радіонукліду в рослину. Однак після введення значної кількості кальцію співвідношення ^{90}Sr до Ca в ґрунтовому розчині змінюється так, що надходження радіонуклідів до рослини значно зменшується.

Отримання радіонуклідів твердою фазою сильно залежить від наявності в розчині конкуруючих катіонів [18, 19]. Наприклад, деякі зменшення впливу конкуруючих іонів на сорбцію радіонуклідів були запропоновані деякими дослідниками таким чином:

- для ^{90}Sr : $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$,
- для ^{137}Cs : $\text{Cs}^{+} > \text{Rb}^{+} > \text{NH}_4^{+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$.

За здатністю витіснити з ґрунту ^{60}Co ; ^{91}Y та ^{144}Ce існують такі ряди:

- для ^{60}Co : $\text{Na} < \text{K} < \text{Ca} < \text{Zn} < \text{Al} < \text{Fe} < \text{Cu}$,
- для ^{91}Y та ^{144}Ce у ґрунті без гумусу $\text{Na} < \text{K} < \text{Ca} < \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Al} < \text{Fe}$.

Радіонукліди поділяли на п'ять груп за концентрацією стабільних носіїв ізотопів, кислотністю, наявністю інших катіонів тощо.

Перша група - Zn, Cd, Co. Він відрізняється незмінним типом поведінки. Вони закріплюються на ґрунті шляхом адсорбції мінералами та утворення складних сполук.

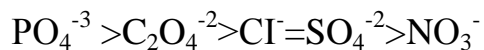
Інша група - Na, Rb, Sr. Завдяки своїй обмінній поведінці механізмом фіксації до ґрунту є іонний обмін. На міграцію цієї групи радіонуклідів значний вплив має наявність інших катіонів.

Третя група-С. Він характеризується необхідним поглинанням при мікроконцентрації та обміном при макроконцентрації.

Четверта група-I, Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведінки поліморфний, а механізм фіксації до ґрунту - це складне утворення та колоїдне відкладення.

П'ята група - Ag. У ґрунті він може поводитися як група 1-го, 2-го та 4-го радіонуклідів.

Легко розчинні сполуки можуть утворюватися радіонуклідами, взаємодіючи з аніонами в ґрунтових розчинах. Наприклад, ^{90}Sr стає незмінним при взаємодії з аніонами PO_4^{3-} , SO_4^{2-} і CO_3^{2-} , а коли вони та радіоактивний стронцій присутні в ґрунтовому розчині, сорбція останнього твердою фазою ґрунту зростає. Різні аніони розміщували в наступному порядку відповідно до властивості зв'язування ^{90}Sr у ґрунті з погано розчинними сполуками.



Зіставляють рухливість радіонуклідів при сорбції їх ґрунтом найчастіше за Тимофєєвою Н. А. і Титляною А. А., які запропонували такі ряди рухливості:

- при сорбції: рутеній>стронцій>церій>іттрій>кобальт>цезій;
- при десорбції: стронцій>>рутеній>церій>кобальт>>цезій> іттрій.

Зважаючи на сказане вище, можна помітити: бета-випромінювач стронцій, що після аварії на ЧАЕС є одним із найбільш розповсюджених радіонуклідів, ще й досить рухливий. Враховуючи це, його відносять до біологічно небезпечних радіонуклідів

1.4 Особливості міграції радіонуклідів у лісових екосистемах

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон, надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потужний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпала кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-акумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, лісова підстилка є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних [16, 20].

Після осідання радіоактивних частинок на крони дерев розпочинається їх вертикальна міграція під впливом сил гравітації, атмосферних опадів, руху повітря, з листопадом, внаслідок чого радіоактивні речовини переміщуються в нижні шари крон і під покрив лісу. Швидкість такої міграції залежить від фізико-хімічних характеристик радіоактивних випадань, хімічних властивостей радіонуклідів, типу і віку деревостоїв, метеорологічних умов, пори року.

Через деякий час, який у хвойних лісах може вимірюватись роками, основна маса радіонуклідів переходить у лісову підстилку та верхній горизонт ґрунту. Як і під трав'янистою рослинністю на ціліні, основна маса радіонуклідів накопичується у верхньому 10–15-сантиметровому шарі ґрунту. Саме з нього через 4–5 років в листяному лісі і через 8–10 років у хвойному, що зумовлено вже відміченими особливостями у швидкості вертикальної міграції радіонуклідів та скорішою мінералізацією листя у порівнянні з хвоєю, розпочинається активне надходження радіонуклідів у дерев'янисті рослини через корені.

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і трав'янистими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має

принципові відмінності. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від однодворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів сконцентровується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнений цикл радіонуклідів листя–лісова підстилка–грунт–корені–стовбур–листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї [14].

При закладанні лісових насаджень слід звертати увагу на різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб нагромаджують ^{90}Sr у більших кількостях, ніж сосна та модрина, акація – в більших, ніж береза. Це також має тісний зв'язок з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

На протязі довгого періоду часу ліс здатний довго й міцно утримувати радіонукліди, запобігаючи винесенню їх за межі забрудненої території. Тому ліс впливає на міграцію радіонуклідів у глобальному масштабі. У зв'язку з цим дослідження міграції радіонуклідів у лісових біоценозах і реакцій цих біоценозів на радіонуклідне забруднення є важливим завданням радіоекології, особливо в умовах великомасштабних радіонуклідних забруднень, спричинених великими ядерними аваріями.

Лісові екосистеми забруднюються у 3–7 разів більше, ніж ландшафти відкритого типу. Щодо лісових екосистем важливо знати:

- як впливає радіонуклідне забруднення на виживаність і функції лісу (особливо радіочутливого хвойного);
- яка роль лісу в утриманні радіонуклідів і захисті інших територій від вторинного забруднення ними;
- рівень радіонуклідного забруднення лісового масиву і можливості господарського використання цього масиву.

У разі набігання вітрового потоку на узлісся частина потоку відхиляється вгору, огинаючи лісовий масив, а частина проникає в ліс і фільтрується кронами дерев. Величезна площа поверхні крон дерев порівняно з їхнім

об'ємом дає змогу ефективно сорбувати і утримувати радіонукліди, внаслідок чого ліс виконує функцію фільтра стосовно вітрових і дощових потоків, що несуть радіонукліди.

Для оцінки затримуваної здатності лісу прийнято використовувати коефіцієнт затримування — відношення кількості затриманих лісом радіонуклідів до загальної кількості радіонуклідів, що випали.

Таблиця 1.2 - Відносні коефіцієнти забруднення різних типів ландшафту порівняно з орними угіддями [12]

Тип ландшафту	Відносний коефіцієнт забруднення
Вирубка	1
Луки	1,8
Ліс:	
листяний	3,2
сосновий	4 – 6
березовий	6
мішаний	7,3

Коефіцієнт затримування радіонуклідів у разі вертикального осадження варіює в широких межах залежно від типу і віку насаджень, сезонних та метеорологічних умов і форм випадань.

Листяні насадження здатні утримувати 10–20 % річної кількості атмосферних опадів, а отже, й радіонуклідів, крони хвойних порід – 20–30 %. Значення коефіцієнта затримування залежить від тривалості та інтенсивності дощу і снігу. Інтенсивні зливові дощі зумовлюють гірше утримування радіонуклідів, ніж мжичка (мряка) – 95 %.

Крони деревних рослин здатні ефективно утримувати також сухі випадання радіонуклідів (особливо ^{131}I) у вигляді частинок і газів. У рослин зі щільними кронами коефіцієнт затримування твердих радіоактивних частинок дорівнює ступеню зімкнутості крон (зімкнутість крон – частка площі крон на

одиницю площі лісу). У цілому коефіцієнт затримування радіонуклідів у лісових масивах коливається від 0,2 до 1,0 [21].

Частина радіонуклідів, що залишається в кронах дерев, може проникати у внутрішні тканини рослин і залучатися до обмінних процесів. Адсорбція радіонуклідів (таких, як ^{32}P , ^{40}K , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{06}Rh , ^{37}Cs і ^{144}Ce) після поверхневого забруднення – основний механізм їх надходження у тканини деревних рослин. Такі радіонукліди, як ^{32}P , ^{40}K і ^{137}Cs , здатні вільно переміщуватися в рослинах і відкладатися в різних органах. Рухливість інших радіонуклідів відносно незначна.

Незалежно від ступеня рухливості радіонуклідів у початковий період після викиду переважає їх рух зверху донизу, із крон під полог лісу. Завдяки цьому основна частина радіонуклідів через певний час зосереджується в лісовій підстилці. Час такої вертикальної міграції, за який 95 % радіонуклідів переходять під полог лісу, становить 1 рік для листяних лісів, що обпадають, і 3 роки для хвойних, де хвоя замінюється повільно.

На рисунку 1.2. наведено блок-схему динамічної камерної моделі тюльпанного дерева з коефіцієнтами переходу радіонуклідів.

Спочатку після випадання радіонуклідів у лісі переважає перенесення їх зверху донизу, а потім відбувається перехід ґрунт – корені – стовбур – крона. З часом настає динамічна рівновага між цими процесами. При цьому рівень, на який щорічне перенесення із ґрунту в надземну масу рослин перевищує зворотне перенесення внаслідок обпадання листя, відповідає зростанню активності радіонуклідів у біомасі за поточний рік. Спостерігається повільне підвищення вмісту радіонуклідів у біомасі дерева і промисловій деревині. Подібні ефекти характерні для радіонуклідного забруднення лісу в 30-кілометровій зоні ЧАЕС.

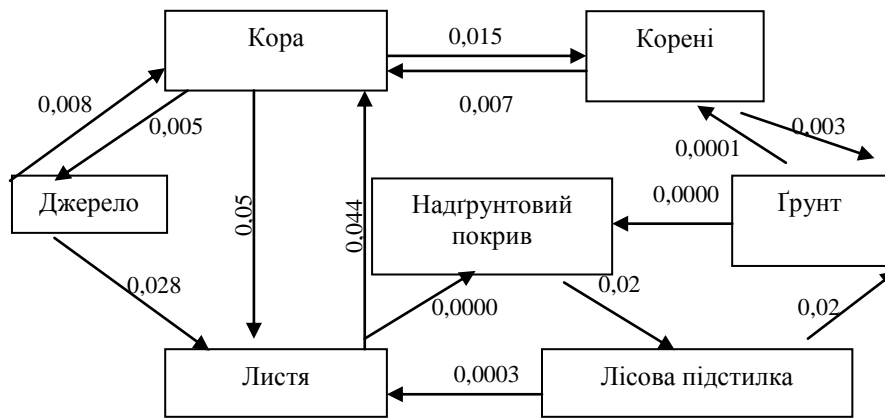


Рисунок 1.2 - Блок-схема динамічної камерної моделі тюльпанного дерева при надходженні ^{137}Cs (цифрами показано швидкість переходу радіонуклідів з однієї камери в іншу)

Особливе місце в екосистемі лісу посідають гриби. Так, якщо в перший період після випадання чи аварії радіонуклідне забруднення грибів є тільки поверхневим і незначним, то через кілька років, коли починаються процеси переробки і засвоєння лісової підстилки, радіонуклідне забруднення грибів стає істотним і згодом зростає. Ця обставина потребує спеціального моніторингу і контролю радіонуклідного забруднення грибів у лісі. У 30-кілометровій зоні ЧАЕС трапляються гриби з питомою активністю радіонуклідів до $3,7 \cdot 10^5$ Бк/кг (10^{-5} Кі/кг).

1.5. Радіоекологічні проблеми Дніпропетровської області

Поряд зі складними екологічними проблемами, пов'язаними з високим розвитком гірничої та металургійної промисловості, Дніпропетровська область характеризується напруженою радіоекологічною ситуацією, яка загострюється роботою підприємств усіх ланцюгів ядерно-паливного циклу. Робота цих підприємств призводить до техногенного розсіювання природних радіонуклідів, що створює загрозу можливого виникнення радіоактивних аномалій в районах їх дії [21].

У Придніпровському регіоні розташовані підприємства з видобутку та первинної переробки уранових руд і сховища їх радіоактивних відходів – це потужні джерела радіаційного впливу на навколишнє природне середовище.

Після початку видобутку урану з 1959 року постала проблема радіоактивного та токсикологічного забруднення територій, на яких вівся видобуток і переробка уранових руд з метою збагачення урану, з'явилася велика кількість відпрацьованої породи, яка потребувала переробки або утилізації [22]. З 1949 по 1956 роки було створено 6 з 9 сховищ радіоактивних відходів, які були побудовані з використанням рельєфу місцевості – хвостосховища створювалися у прилеглих до р. Дніпро глиняних кар'єрах і ярах, які для цього не були спеціально підготовлені [19].

8 серпня 1947 року була прийнята Постанова Ради Міністрів СРСР № 200890 про будівництво в м. Дніпродзержинську заводу «906» по переробці уранових руд. Так почалась історія славнозвісного заводу ВО «Придніпровський хімічний завод».

Спочатку своєї діяльності завод «906» переробляв доменний шлак, а хімічні реагенти що з'являлись в процесі роботи, переробляли в аміачну та натрієву селітри – популярні в 50-их роках. Тому на початку 50-х років заводу «906» була присвоєна назва «Завод шлакових добрив». Розквіт виробництва почався с середини 60-х років, коли в виробничому циклі з'явилися нові

(модернізовані) потужні виробництва: уранового виробництва, виробництво мінеральних добрив, виробництво екстрагентів, виробництво синтетичних сорбентів, цирконій-графітне виробництво та інші. В 1966 році отримав нову назву «Придніпровський хімічний завод». В кінці 60-х років повністю сформувався завод як окрема одиниця зі своїми виробничими потужностями та інфраструктурою. В цей час до складу «Придніпровського хімічного заводу» увійшли Медико-санітарна частина, житлово-комунальне управління, управління будівництва, відділ забезпечення, дитячі садки, культурно-масові установи та багато іншого. Багато об'єктів народногосподарського та культурно-масового призначення в місті Дніпродзержинськ було створено та побудовано за рахунок або за допомогою ВО «ПХЗ». Серед таких об'єктів глав почтам, два кінотеатри, автовокзал, залізно-дорожній вокзал, музикальне училище, школи та ін. [22].

Після розпаду СРСР ВО «ПХЗ» спробувало реорганізувати основні виробництва, а усі інші віддати під оренду, щоб зберегти саме виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» [43].

На даний час на території об'єднання функціонують підприємства, що пов'язані із виробництвом цирконієвого та титанового концентратів, мінеральних смол і фосфорних добрив та інші, які також технологічно пов'язані із процесом виробництва відходів із підвищеним рівнем ізотопів радію, торію і урану, а також дочірніми продуктами їх розпаду. Крім того, з'явилися деякі приватні підприємства на території колишнього ВО «ПХЗ».

Необхідність підвищення рівня безпеки на території колишнього виробничого об'єднання ВО «ПХЗ» викликана наслідками його діяльності по переробці доменного шлаку, ураномісних концентратів та уранової руди, за період з 1949 по 1991 р.р. На південній частині Придніпровського проммайданчика для утилізації та зберігання відходів уранового виробництва утворено хвостосховища „Західне”, „Центральний Яр”, „Південно-східне”, а за його межами хвостосховища „Дніпровське”, „Сухачівське” (перша та друга

секція), „Лантанова фракція”, хвостосховище по вулиці Сергія Лазо та два сховища відходів уранового виробництва „ДП-6” та „База-С” [22].

У хвостосховищах накопичено до 42 млн. тон відходів переробки уранових руд загальною активністю $2,7 \times 10^{13}$ Бк, а у сховищах відходів уранового виробництва „ДП-6” та „База-С” накопичено до 0,2 млн. тон відходів уранового виробництва загальною активністю $4,4 \times 10^{14}$ Бк. Потужність експозиційної дози, на території хвостосховищ, перебуває в межах від 0,2 до 33 мкГр/годину (табл.1.3.) [22].

Таблиця 1.3 - Хвостосховища ВО «ПХЗ» для зберігання відходів уранового виробництва

№ п/п	Повна назва хвостосховища	Власник хвостосховища	Місце знаходження (адміністрат. район)	Кількість ТРВ (РАВ) Млн. тонн	Площа тис. м ²
1	Хвостосховище «Західне»	ДП «Бар'єр»	Баглейський район	0,77	40
2	Хвостосховище «Дніпровське»	ДП «Бар'єр»	Баглейський район	12	730
3	Хвостосховище «Центральний Яр»	ДП «Бар'єр»	Баглейський район	0,22	24
4	Хвостосховище «Південно-східне»	ДП «Бар'єр»	Баглейський район	0,33	36
5	Хвостосховище «База – С»	Дії «Бар'єр»	Дніпропетровський район	0,3	250
6	Хвостосховище «Доменна піч №6»	ДП «Бар'єр»	Дніпропетровський район	0,04	2
7	Хвостосховище «Сухачівське» I секція	ДП ПГМЗ	Дніпропетровський район	19	900
8	Хвостосховище «Сухачівське» II секція	ДП ПГМЗ	Дніпропетровський район	9,6	700
9	Хвостосховище «Лантанова фракція»	ДП «Бар'єр»	Дніпропетровський район	0,0066	0,6
10	Хвостосховище по вулиці Сергія Лазо	Безхозне	Баглейський район	Немає даних	Немає даних
	Загалом	10			

З 15 травня 2009 року ДП «38 ВІТЧ», обслуговує всі хвостосховища: „Західне”, „Центральний Яр”, „Південно-східне”, „Дніпровське”, „Сухачівське” (перша та друга секція), „Лантанова фракція”, хвостосховище по вулиці Сергія Лазо та два сховища відходів уранового виробництва „ДП-6” та „База-С” [45].

Значний видобуток паливно-енергетичної (чорне і буре вугілля), уранової, будівельної сировини, залізної і марганцевої руд, накопичення гірничих відвалів, радіоактивних відходів уранодобувної та уранопереробної промисловості у Дніпропетровській області, незадовільні умови зберігання відходів-хвостів на тлі забруднення довкілля тривалоіснуючими радіонуклідами ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{239}Pu внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС залишається гострою проблемою, яка вимагає здійснення постійного радіаційного моніторингу на прилеглих територіях і агроландшафтах та прийняття системи заходів щодо запобігання подальшого забруднення.

До нагальних завдань радіаційного моніторингу сільськогосподарських комплексів належать

- оцінка вмісту основних дозо утворюючих природних і штучних радіонуклідів в основних об'єктах навколишнього середовища: атмосфері, ґрунті, водоймах, сільськогосподарських та лісних угіддях;

- вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах різних типів та у ланцюгу: ґрунт – рослини – продуктивні тварини – людина; наступна кількісна оцінка накопичення радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів,

- дослідження особливостей формування поглинених доз іонізуючої радіації в рослинах, організмі тварин і людини за рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів, а також їх біологічної дії на окремі види і угруповання,

- розробка заходів по мінімізації накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва і рекомендацій по веденню сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях,

– створення математичних моделей і комп'ютерних систем, які інтегрують накопичену експериментальну інформацію і дозволяють здійснювати довгострокове прогнозування поведінки радіонуклідів в природних об'єктах і оцінювати дозові навантаження на живі організми [19, 20].

Екологічні наслідки радіоактивного і хімічного забруднення навколишнього природного середовища в сільському виробництві визначаються не тільки особливостями радіоактивного забруднення, але й генетичними та еволюційними відмінностями окремих ґрунтових різновидів в природних агроекосистемах. Швидкість самоочищення довкілля від радіонуклідів залежить від швидкості їх радіоактивного розпаду, вертикальної та горизонтальної міграції у ґрунтах. Нерідко визначальним фактором рівня забруднення рослин є не тільки щільність радіоактивного забруднення ґрунту, а його фізико-хімічні та агрохімічні властивості, мінералогічний склад і водний режим. Тому дуже важливо в процесі радіоекологічного моніторингу, моделювання і прогнозування ситуації вивчати і враховувати всі особливості ґрунтового покриву забруднених територій.

2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Загальна характеристика

Дніпропетровська область розташована в середній і нижній течії річки Дніпро в південно-східній частині України. Межує з Донецьком на сході, Запоріжжям та Херсоном на півдні, Миколаєвом та Кропивнитом на заході та Полтавською та Каріківською областями України на півночі. Територія області складає 31,92 тис. кв. км, що становить 5,3% території країни. Місто Дніпро знаходиться на обох берегах Дніпра та Самали. Район поділений на 22 адміністративні райони, включаючи 13 місцевих міст та 7 районних підпорядкування, 46 міських поселень та 1435 сільських поселень.

Населення цього району становить 3 176 648 тисяч. У місті Дніпро проживає 993 220 тис. жителів. Міське населення області становить 2 668 744 тис. (83,6%), а сільської місцевості - 507 904 тис. (16,0%). У цій місцевості проживають представники понад 30 національностей.

Ця територія розташована на луках України. Ландшафт виглядає як рівнина, але в західній частині області нагір'я Дзень (висота до 209 м) чітко і чітко представлена. У його південно-східній частині містяться відроги Азовського нагір'я (до 211 метрів). Придніпровська низовина розташована в центральній частині, а на півдні впадає в Чорне море. З північного заходу на південний схід район перетинає річку Дніпро. У басейні річки Дніпро є такі притоки, як Орел, Самара, Бобча, Мокласла, Базаврук, Інлет та Саксаганя.

У цій місцевості багато водойм. З них приблизно 1,5 тис. водосховищ та ставків площею понад 26 000 га. На півдні район промивається водою з Каховського водосховища. Дніпропетровська область розташована в зоні помірних широт. Клімат регіону теплий, континентальний, з прохолодною зимою та спекотним літом. Середньорічні температури коливаються від + 7- +

9оС. Найхолодніший місяць - січень (-5 --- 7оС), а найтепліший місяць - липень (+ 22- + 23оС). Річна кількість опадів збільшується з 400-430 мм на півдні до 450-490 мм на півночі. Середня кількість сонячних днів - 240 на рік.

Через різноманітність та важливість природних ресурсів Дніпропетровська область є одним із найбагатших регіонів України. Родючі чорноземні ґрунти переважають майже у всіх районах області. Широкомасштабні системи водопостачання дозволяють вести інтенсивне землеробство.

Дніпропетровська область багата на корисні копалини. Мінерально-сировинна база характеризується широким розмаїттям видів та значними запасами деяких корисних копалин. В регіоні знайдено приблизно 300 родовищ та значні запаси паливно-енергетичної сировини, таких як вугілля, нафта, газ та газові конденсати, тальк магнезит, каолін, уран та будівництво. Родовища заліза (Кривий Ріг) та марганцевої руди (Марганець та Покров) мають глобальне значення [23].

За даними Інституту природокористування екології Української національної академії наук, потрібно:

-Розробка та реалізація регіональної стратегії сталого розвитку для сприяння прийняттю в законодавчому плані концепції переходу до сталого розвитку в Україні, розробленої НАН України. Екологічні проблеми, в тому числі щодо пом'якшення наслідків зміни клімату.

-У результаті гірської діяльності на національному та регіональному рівнях передбачається значний розвиток екологічних мереж із залученням технічно порушених регіонів, у тому числі; поєднання елементів екологічних мереж є штучним ландшафтом. Це сприяє підвищенню стабільності ґрунту та рослинності, зменшує поверхневий стік, стабільність водного середовища території тощо та позитивно впливає на зміну клімату.

- Посилити відновлення деградованих екосистем земель шляхом розробки та впровадження ефективних, недорогих методів підвищення біологічної продуктивності штучних ландшафтних ґрунтів. Відновлення екосистем,

переважно рослинності, на таких територіях. Це допомагає пом'якшити наслідки зміни клімату, запобігаючи перегріванню поверхні Землі, накопиченню парникових газів і поверхневому пилю.

-Розробити та впровадити заходи на місцевому рівні щодо зменшення вироблення кислоти в результаті викидів від промислової агломерації забруднюючих речовин. Це підвищує безпеку навколишнього середовища і зменшує негативний вплив на атмосферу Землі.

-Продовжувати створювати та вдосконалювати регіональні та місцеві системи екологічного моніторингу з урахуванням новітніх методів оцінки захисту повітря та гідросфери від хімічного забруднення, екологічної спроможності регіону. Показники якості повітря та поверхневих вод, зонування територій України (та прилеглих територій) за ступенем впливу транскордонного руху забруднюючих речовин.

2.2 Водні ресурси та їх використання

Водні ресурси у Дніпропетровській області, в середній за водністю рік, становлять 52,8 млрд м³, в тому числі місцевий стік (стік, що формується в межах області) – 0,825 млрд м³ і 0,381 млрд м³, становлять запаси підземних вод. Транзитний стік обсягом 51,6 млрд м³ складається з санітарного стоку – не менше як 15 млрд м³ та 37 млрд м³, що йдуть на постійне поповнення водосховищ і водоспоживання промисловими і сільськогосподарськими підприємствами Дніпропетровської та суміжних областей. Поверхневий стік малих річок становить 1,6 млрд м³, в тому числі 0,83 млрд м³ – місцевий стік.

Головною рікою гідрографічної мережі Дніпропетровщини є Дніпро, що поділяє область на дві частини: Лівобережжя та Правобережжя. Загальна довжина р. Дніпро в межах області – 160 км, в тому числі в межах Дніпродзержинського водосховища 66 км, з яких від межі області по

Лівобережжю (головна насосна станція каналу Дніпро-Донбас) – 30 км, і далі лише по Правобережжю – 36 км (межа вище с. Мишурін Ріг). В межах Дніпровського водосховища – 94 км, у тому числі у створі обох берегів від р. Плоска Осокорівка до створу греблі Дніпродзержинського водосховища – 86 км і по Правобережжю 8 км (район с. Федорівка Запорізької області).

2.3 Рослинність

Рослинність зберігається у вигляді острівців на загальному тлі ріллі, вузьких смуг уздовж долин річок, каньйонів, районів відчуження, залізниць тощо, а також на заповідних територіях в межах природних заповідників. Трав'янисті екосистеми Дніпропетровської області представлені такими основними типами:

-Полосата пасовиська рослинність (трав'янисто-багаття-ковила та група багаття-ковила). Загальна площа земель, зайнятих ступінчастими групами різного ступеня зносу, становить приблизно 163,5 тис. Га.

-Растильність пасовищ (заплави, низинні луки тощо). Виросли на землі луки зосереджені вздовж річкових долин та балок Тальвега, займаючи площу приблизно 180,7 га.

-Трав'яниста група прибережних вод. Він досить широко поширений у цьому районі у вигляді берегів озера, прибережних очеретяних кущів, рогозу та чуми. Через регулювання річок, будівництво та інші антропогенні фактори його площа постійно зменшується. Більшість із цих груп зосереджені в долинах річок Самала та Орері.

-Галофільні групи в Солонці та солончаки. В основному він зосереджений у долинах річок Орері, Самара, Дніпро та Вовча.

-Вторинні екосистеми в технічній сфері (відвали гірничо-збагачувальних комбінатів, смуги заборони залізниць, сфери промислових підприємств тощо).

Ці рослинні угруповання стихійно утворюються на спустошених землях, найчастіше через 40-50 років після початку формування, утворюючи унікальні рідкісні ліси, які набувають характеристик природної рослинної рослинності Сеноза.

Останніми роками уламки луків та інших видів рослин Сеноза знищуються оранкою схилів, балок та захисних зон ґрунтів біля водойм, а ситуація природної рослинності різко погіршується.

Все це той факт, що більшість найпоширеніших видів минулого є більш рідкісними та перебувають під загрозою зникнення і зараз включені до Червоної книги України, Червоного списку Дніпропетровської області.

Дніпропетровська область розташована у двох підзонах власне луків. Весь лівий берег і більша частина правобережжя знаходяться в підзоні бур'яно-феско-ковиля. Сама південно-західна частина правого берега Дніпропетровської області знаходиться під підстилкою пір'яного степу Феска.

Підсімейство Феско-пір'яно-степні підзони характеризуються домінуванням злакових видів (приспособлених до сухих степових кліматичних умов): пір'ясто-пір'ясто-пухнасте волохате тіло (вівсянка), пухове пір'я. Важлива участь тонких ніг, пустого косяного пуху, повзучої пирію та бур'янів. В межах підзонової степу Феска зменшується частка бур'янів.

Однак антропогенні фактори змінили природний розвиток пасовищ. Майже всі ділянки між річками (крім долин і балочних схилів) обробляються і представлені агроценозами із системою польових захисних лісів. Типова трав'янисто-пір'яно-пір'яна рослинність зберігалася лише на схилах лісових балок, де ґрунт не був придатним для ріллі.

За останнє століття ситуація з природною рослинністю різко погіршилась, погіршились луки та інші типи рослинних решток.

За останні два десятиліття райони степової рослинності стали менш сприйнятливими до випасу, можуть відновити трав'янисті спільноти та збільшити різноманітність рослин, включаючи рідкісні та зникаючі види.

Природна лісова екосистема Дніпропетровської області знаходиться в докризовому стані. Біорізноманіття значно зменшується.

Пасовищна рослинність зосереджена в долинах річок та балках Тальвега. Порівняно з ліською та луською рослинністю, вона має невелику площу і в даний час найчастіше замінюється галофільними групами.

Вторинні рослини екосистемної групи стихійно утворюються на бурхливих землях, найчастіше утворюючи унікальні рідкісні ліси, які набувають характеристик природної рослини Сеноза через 40-50 років після початку формування.

Штучні екосистеми, що існують в умовах екологічних невідповідностей між ліськими та пасовищними умовами, менш саморегулюються і потребують більшої уваги під час догляду.

Нормативи щодо річки Дніпро та її приток сприяють порушенню природної системи повені та зниженню рівня ґрунтових вод.

Це катастрофічне успадкування ліської біогеографії, опустелювання, заміна певної біогеографії іншою біогеографією, похідними та навіть іншими типами біогеографії - пасовища, луки.

Більшість сучасних пластових рослин перетворилися на заболочені ділянки, переважно не лише в заплавах, але також у малих річках та озерних водних шляхах.

2.4 Лісові угіддя

Ліси поділяються на наступні категорії залежно від їх основної функції.

- 1) Відпочинок та оздоровлення Ліс;
- 2) Ліси для природокористування, наукових, історичних та культурних цілей.
- 3) Захисний ліс;
- 4) Діючий ліс.

Ліси в цій зоні в основному виконують екологічну, захисну та рекреаційну функції і називаються лісами І групи. У нашій місцевості властивості лісів дуже корисні, оскільки вони допомагають зменшити негативні наслідки природних явищ, захищають ґрунт від ерозії, запобігають та очищають забруднення навколишнього середовища, регулюють потік води, оздоровче та естетичне виховання. Вчені підраховали, що гектар лісу збагачує атмосферу 3 тоннами кисню і щороку фільтрує до 70 тонн пилу з повітря. Ліси значно зменшують шум, що є проблемою у великих містах, особливо в нашій області.

На думку вчених, оптимальний лісовий покрив для нашої території повинен становити 8-10%. В даний час це лише 5,6% (в Україні ця кількість становить 15,6%). Отже, для досягнення оптимального значення площа існуючого лісу в цій зоні повинна бути майже вдвічі більшою.

Історично минулі українські пасовища займали важливу ділянку долин річок та каньйонів (прибережні ліси). Архіви та літературні джерела свідчать, що на рубежі 1-го або 2000-го тисячоліть ліси займали майже всю територію між річками Орел і Самала.

Найпоширенішими групами лісових типів є дубовий гай (50%), Сдівлов 25%, Шабля 15% та ліс 10%.

За типом північні степові ліси складають 43% дуба, 32% сосни, 10% акації, 6% ясена, 2% тополі, 1% в'язу та 6% інших порід. Найбільша кількість дубових насаджень знаходиться в північному східчастому районі Дніпропетровщини на лівому березі (50%), а найменше - у Донецькдоні (32%). Сосна переважає в Донецьку-Доні (53%), найменше на правобережжі - Дніпрі, а найпоширеніша акація (26%) після дуба.

Для видів 27% усіх насаджень представлені похідними деревостанами. Найбільше їх у надрах (48%). На дубові насадження припадає 25%, а на передмістя 16%. Це деревостани: акація, ясен, тополя, в'яз.

За віком плантації дуба внесені до класу 4-8 років (72%), сосни-4-6 (55%), акації-6-7 (53%) та ясена-5-7 (49%) Буде зроблено.

Класи якості 2 і 3 переважають на плантаціях дуба (67%), -1 і 2 (70%) на плантаціях сосни, -1 і 2 (52%) на плантаціях акації, -2 і 3 (66%) на плантаціях ясеня. %). Плантації з якістю 4 або менше мають 14% частку.

Із звичайних дубових насаджень 47% мають штучне походження, а 53% - природного, з них 47% належать до дубових заростей. Штучні насадження домінують у класах 1-5, причому частка перших трьох сортів становить 94%.

Система насаджень формується на цій території в межах великих гірських масивів, польових захисних лісових зон, водоохоронних насаджень та біогеографії природних лісів (берегів річок, поблизу заплав, заплав, аренних лісів). регенераційна плантація. Вони виконують збереження ґрунту та води, благоустрій рослин, рекреаційні функції, покращують ландшафтне та видове різноманіття, є цінними видовими заповідниками для рослин та тварин, є екологічними коридорами української екомережі. Це частина екологічного ядра та має велику екологічну потенціал. Однак у наш час значна кількість з них знищена неадекватно як через природні причини (вікова криза), так і через техногенні наслідки (падіння, пожежі тощо).

3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Проби природного матеріалу відбиралися у 2020–2021 рр. на території сільськогосподарських угідь біля с. Майорка Дніпровського району. Пробні ділянки вибирали за угрупованнями робіни з перевагою 60-, 15- і 5-річних дерев у віковій структурі. Потужність лісової підстилки складала відповідно 4,0; 2,5 і 1,0 см. Зразки ґрунту відбирали на глибині 20–25 см згідно ДСТУ 4287:2004 [24].

Первинна підготовка природного матеріалу полягала у подрібненні за допомогою лабораторного млинка і висушуванні в сухожаровій шафі до постійної ваги при температурі 105°C. Питому активність радіонуклідів визначали у зразках вагою 10–20 г на сцинтиляційному спектрометрі гама-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С» та спектрометрі бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Україна) у Бк/кг сухої ваги.

Сцинтиляційні спектрометри бета-випромінювання СЕБ-01-150 та гама-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С» (Україна) призначені для вимірювання активності бета- та гама-випромінюючих радіонуклідів (набір узгоджується із замовником) в пробах об'єктів навколишнього середовища, продуктах харчування, воді, радіоактивних розчинах, в аерозольних фільтрах, у зразкових джерелах бета- та гама-випромінювання.

Використовування методів концентрації радіонуклідів істотно підвищує чутливість вимірювань. Спектрометри призначені для використання в радіологічних лабораторіях, на АЕС, у медичних установах, ЦГСЕН, у ветеринарних лабораторіях, у геології й інших областях.

Мінімальна детектована активність при експозиції 2 години для $P=0,95$, Бк/пробу:

Проба: $V=10$ мл; $\rho=0,6$ г/см³

Ізотопи: $^{90}\text{Sr} - 0,2$; $^{137}\text{Cs} - 0,45$; $^{40}\text{K} - 0,3$; $^{226}\text{Ra} - 6,0$; $^{232}\text{Th} - 3,0$.

Прилади дозволяють контролювати одночасно радіоактивних ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th у вимірюваному зразку без використання методів радіохімічної або фізичної концентрації.

Для оцінки загального рівня радіоактивності, що створюється у компонентах екосистеми основними дозоформуючими радіонуклідами, та можливого впливу на біоту, розраховували інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності та потужності поглиненої дози.

Інтегральний показник ефективної питомої активності природних радіонуклідів у ґрунті та лісовій підстилці розраховували за формулою [25]:

$$A_{\text{эф}} = A_{\text{Ra}} + 1,31A_{\text{Th}} + 0,085A_{\text{K}}. \quad (3.1)$$

Для оцінки ризику радіаційного впливу на біоту було розраховано потужність поглиненої дози з використанням коефіцієнтів перерахунку, рекомендованих НКДАР, 2000 [26–28]:

$$D = 0,462C_{\text{Ra}} + 0,604C_{\text{Th}} + 0,0417C_{\text{K}} \quad (3.2)$$

Інтенсивність радіаційного фону вимірювали за допомогою цифрового дозиметра-радіометра РКС-01 «Стора» (Україна). Потужність природного радіаційного фону в зоні дослідження не перевищувала встановлені санітарно-гігієнічні норми, значення коливалися від 0,085 до 0,275 мкЗв/год.

Отримані чисельні дані піддавали математичному опрацюванню загальноприйнятими методами варіаційної статистики для малої вибірки. Статистична обробка проведена за допомогою Statsoft Statistica 10.0. Отримані дані середніх значень подані на рисунках стандартні відхилення не перевищують 5–7 %, що відповідає нормативам контролю якості результатів аналізу внутрішньо лабораторного контролю и характеризує їх як достовірні.

4. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

З метою дослідження особливостей міграції радіоактивних ізотопів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs і ^{90}Sr у біогеоценозі санітарно-захисної лісосмуги проведено радіоекологічний аналіз трьох складових елементів екосистеми штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*) – ґрунту, лісової підстилки, листя дерев [29].

4.1. Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у ґрунті штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Виявлено, що в літній період у пробах ґрунту концентрації ^{226}Ra варіювали від 19,8 до 27,2 Бк/кг, причому у локаціях, де переважали 60-річні стовбури, рівень вмісту ^{226}Ra у ґрунті був нижчим у середньому на 16,1 % у порівнянні з масивами більш молодих дерев (рис. 4.1). Вміст ^{232}Th у ґрунті досліджуваних точок був більш рівномірним. Абсолютні значення питомої радіоактивності ^{232}Th виявлені в межах від 29,8 до 35,4 Бк/кг, середньостатистичне зниження у місцях зростання більш старих дерев складало 8,0 %. Рівень вмісту ^{40}K у ґрунті коливалися від 32,6 до 41,2 Бк/кг і знижувався зі зростанням віку дерев у середньому на 17,1 %.

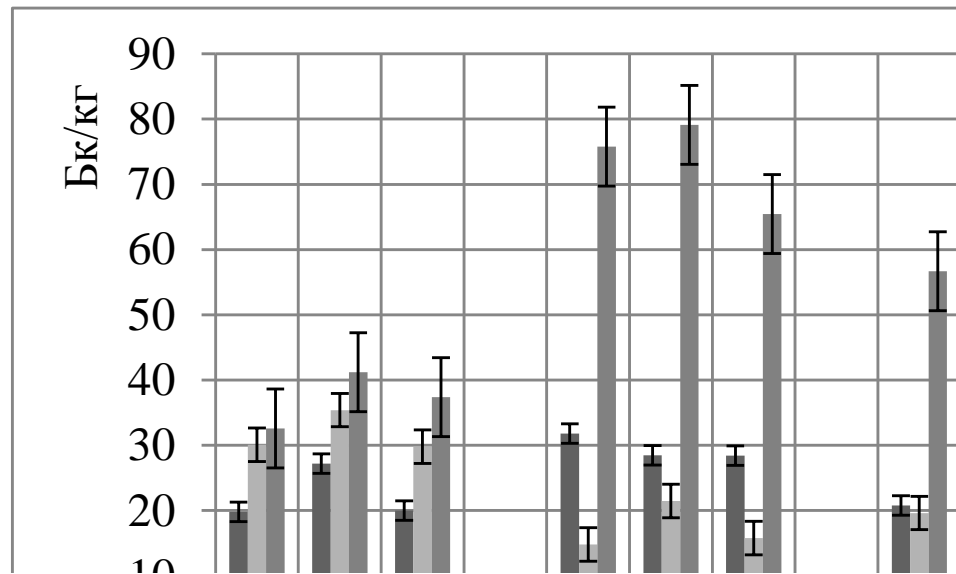


Рисунок 4.1 - Рівні вмісту природних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у ґрунті під штучними лісовими насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

У осінній і зимовий періоди знайдені незначні збільшення вмісту ^{226}Ra у ґрунті в середньому на 33 та 11 %, у той час, як вміст ^{232}Th знижувався на 45 %. Концентрація ^{40}K у ґрунті в зимово-осінній період зростала майже вдвічі до 73,44 та 67,58 Бк/кг. Вочевидь, значне збільшення вмісту ^{40}K пов'язано з його інтенсивним надходженням з приґрунтового шару. Отримані результати добре узгоджуються з даними інших авторів [28], які відмічали, що швидкість міграції радіонуклідів залежить від гранулометричного складу ґрунту в такій послідовності: $^{40}\text{K} > ^{232}\text{Th} > ^{226}\text{Ra}$.

Значення інтегральних показників ефективної питомої радіоактивності у ґрунті варіювали, відповідно, від 59,04 до 77,07 Бк/кг у літній період та від 51,30 до 54,43 Бк/кг в зимовий; потужності поглиненої дози – від 28,69 до 35,67 нГр/год у літній період та від 23,81 до 25,67 нГр/год в зимовий (табл. 4.1). Слід зауважити, що величини інтегральних показників не змінювалися значним чином на протязі досліджуваних сезонів року, що вказувало на перерозподіл радіоактивних елементів у шарах ґрунту внаслідок відмінностей у їх рухомості

та міграційній здатності. Отримані дані свідчили, що рівні радіоактивності у досліджуваній місцевості були в межах допустимого радіаційного фону і не становили ризику для біологічних об'єктів.

Таблиця 4.1 - Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності (A) і потужності поглиненої дози (D) у ґрунті під штучними лісовими насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Показник	Точка відбору проби	Липень	Листопад	Лютий
Ефективна питома радіоактивність (A, Бк/кг)	1	62,0	57,63	51,30
	2	77,07	63,62	54,43
	3	59,04	54,68	55,26
Потужність поглиненої дози (D, нГр/год)	1	28,69	26,78	23, 81
	2	35,67	29,42	25,29
	3	28,8	25,40	25,67

*Примітка: 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева.

Виміряні концентрації штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги робінії псевдоакації були у 20–40 разів нижче у порівнянні з природними (рис. 4.2), що узгоджується з їх малою часткою у хімічному складі ґрунту. Рівні вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у більшості випадків не залежали закономірним чином від вікової структури угруповань деревних насаджень робінії псевдоакації на досліджуваній території.

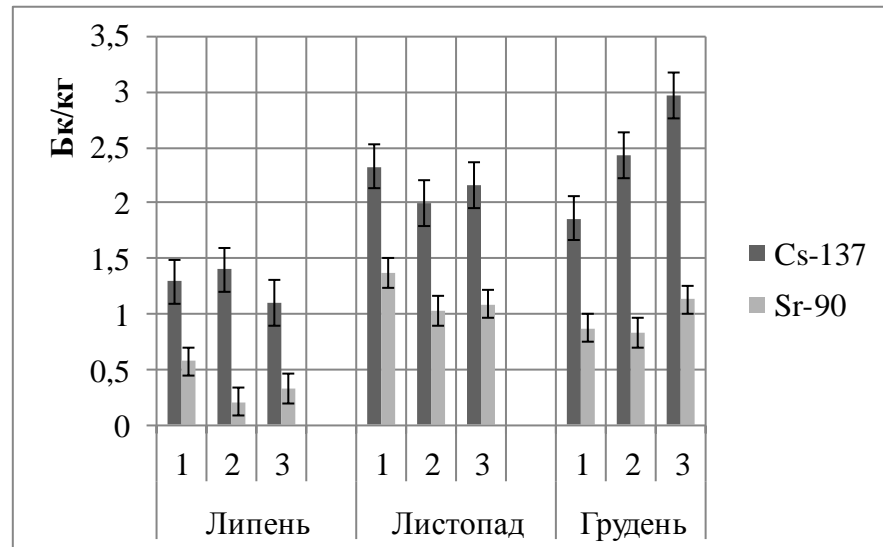


Рисунок 4.2 - Рівні вмісту штучних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у ґрунті під насадженнями робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

У осінньо-зимовий період концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги збільшувалися у 1,5–2 рази, хоча і не переважали допустимих норм. Вміст ^{137}Cs у ґрунті варіював від 1,1 Бк/кг влітку до 2,33 Бк/кг восени та 2,97 Бк/кг взимку. Причому в зимовий період відзначено рівномірне зростання вмісту ^{137}Cs у ґрунті в оберненій залежності від віку деревних насаджень робінії псевдоакації. Концентрації ^{90}Sr варіювали від 0,57 Бк/кг влітку до 1,37 Бк/кг восени та 1,13 Бк/кг взимку, залежність від вікової структури деревної рослинності не відмічалась.

4.2 Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у приґрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Приґрунтовий шар лісозахисної смуги складається з опаду та лісової підстилки, які утворюються опалим листям, трав'яною рослинністю та іншими

природними субстратами. У лісовій підстилці інтенсивно відбуваються процеси деструкції та біохімічної трансформації рослинних залишків, тому вона виступає одним із найважливіших складників лісового угруповання та структурно-функціональним компонентом, який об'єднує абіотичні та біотичні частини біогеоценозу до цілісної системи [30].

Дослідження вмісту радіонуклідів у пробах пригрунтового шару лісозахисної смуги показали, що в літній період концентрації ^{226}Ra варіювали від 24,0 до 25,7 Бк/кг, концентрації ^{232}Th – від 32,1 до 40,2 Бк/кг, концентрації ^{40}K – від 44,4 до 55,3 Бк/кг (рис. 4.3).

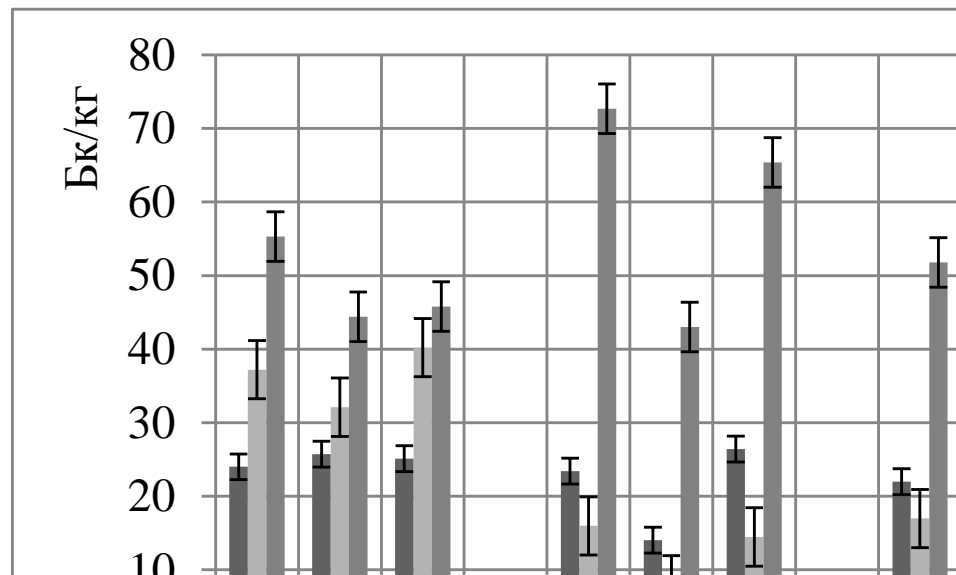


Рисунок 4.3 - Рівні вмісту природних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у пригрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

В осінній і зимовий період спостерігали рівномірне зниження вмісту природних радіонуклідів у лісовій підстилці, ймовірно внаслідок їх вертикальної міграції у більш глибокі шари ґрунту. Абсолютні значення питомої радіоактивності ^{226}Ra виявлені в межах від 14,03 до 26,43 Бк/кг восени та від 11,87 до 21,97 Бк/кг взимку, сезонне зниження складало в середньому

14,5 % та 30,2 % відповідно. Рівні вмісту ^{232}Th варіювали від 7,97 до 15,97 Бк/кг восени та від 12,80 до 16,97 Бк/кг взимку, радіоактивність ^{232}Th знижувалась у середньому на 63,5 % у осінньо-зимовий сезон.

Для природних радіонуклідів ^{226}Ra і ^{232}Th відмічено закономірне зниження питомої радіоактивності у пригрунтовому шарі в міру зменшення віку деревних насаджень, що найбільш вираженим було в зимовий період.

Рівні вмісту ^{40}K у підстилці коливалися від 43,0 до 72,67 Бк/кг восени та від 48,43 до 58,57 Бк/кг восени. Збільшення радіоактивності ^{40}K на 24,4 % відмічалось у осінній період, ймовірно за рахунок його інтенсивного надходження у пригрунтовий шар з опалим листям.

Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності та потужності поглиненої дози у пригрунтовому шарі змінювалися в залежності від сезону року (табл. 4.2)

Таблиця 4.2 - Інтегральні показники ефективної питомої радіоактивності (A) і потужності поглиненої дози (D) у пригрунтовому шарі штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*)

Показник	Точка відбору проби	Липень	Листопад	Лютий
Ефективна питома радіоактивність (A, Бк/кг)	1	77,43	50,56	48,60
	2	71,52	28,13	40,17
	3	81,66	50,95	33,62
Потужність поглиненої дози (D, нГр/год)	1	35,87	23,51	22,56
	2	33,11	13,08	18,67
	3	37,79	23,68	15,65

*Примітка: 1- 60-річні дерева, 2- 15-річні дерева, 3- 5-річні дерева.

Значення показників ефективної питомої радіоактивності варіювали, відповідно, від 71,52 до 81,66 Бк/кг у літній період та від 33,62 до 48,60 Бк/кг в зимовий; потужності поглиненої дози у лісовій підстилці – від 33,11 до 37,79 нГр/год у літній період та від 15,65 до 22,56 нГр/год в зимовий, що також свідчить про сезонне зниження радіаційного фону за рахунок міграції дозоутворюючих радіонуклідів у більш глибокі шари ґрунту.

Концентрації штучних радіоізоотопів ^{137}Cs у лісовій підстилці варіювали від 1,2 до 1,32 Бк/кг влітку, від 0,96 до 2,07 Бк/кг восени та від 0,90 до 1,70 Бк/кг взимку. Рівні вмісту ^{90}Sr визначались у межах 0,6–0,12 Бк/кг влітку, 0,61–1,27 Бк/кг восени та 0,58–1,07 Бк/кг взимку (рис. 4.4).

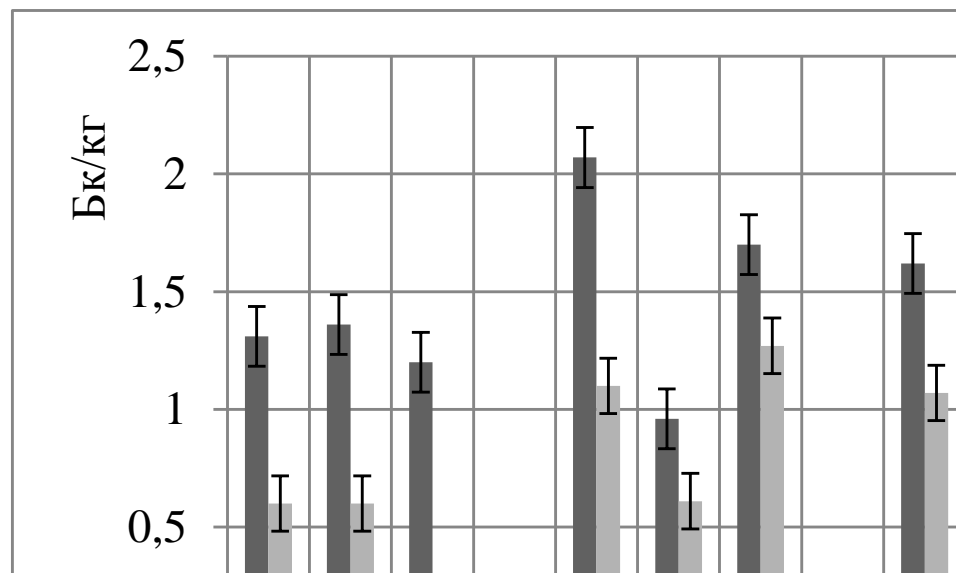


Рисунок 4.4 - Рівні вмісту штучних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у приґрунтовому шарі насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

Таким чином, радіоактивність штучних ізоотопів ^{137}Cs та ^{90}Sr підвищувалась у осінньо-зимовий період відповідно на 22,2 % та 76,7 %. Для радіонуклідів ^{90}Sr визначалось закономірне зниження питомої радіоактивності у лісовій підстилці зі зменшенням віку деревних насаджень.

4.3 Рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*) у штучних лісових насадженнях

Рівні вмісту радіоактивних елементів визначали у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*), однієї з найпоширеніших деревних порід у степовій зоні для формування захисних, рекреаційних, декоративних, лісомеліоративних штучних насаджень, яка також рекомендована в ролі біоіндикатора [31]. В літній період концентрації радіонуклідів у листі дерев різного віку варіювали від 9,8 до 11,3 Бк/кг для ^{226}Ra , від 10,2 до 12,4 Бк/кг для ^{232}Th та від 12,3 до 16,0 Бк/кг для ^{40}K (рис. 4.5).

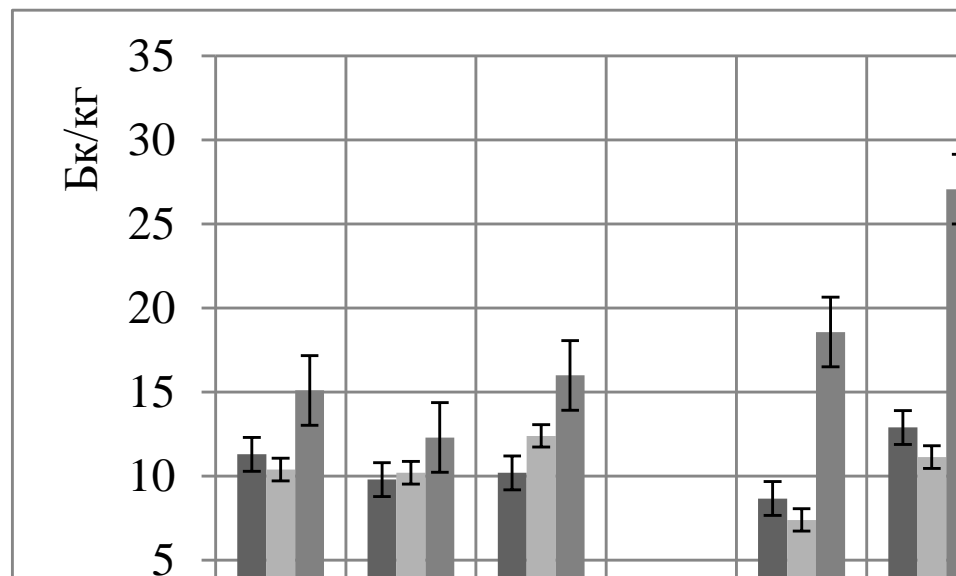


Рисунок 4.5 - Рівні вмісту природних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

Восени рівні вмісту ^{226}Ra у листі робінії псевдоакації визначалися в межах від 8,67 до 15,5 Бк/кг, ^{232}Th – від 7,4 до 11,13 Бк/кг, ^{40}K – від 16,47 до 27,07 Бк/кг. В осінній період у листовій масі спостерігали підвищення вмісту

природних радіонуклідів ^{226}Ra на 18,5 % та ^{40}K – на 43,2 %. Також виявлялась обернена залежність між концентраціями радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th у листі і віком дерев робінії акації. Вочевидь, молоді дерева з більшою швидкістю накопичували радіоактивні елементи через більш інтенсивні процеси проведення розчинів та синтезу органічних речовин.

Найбільш високі концентрації природних теригенних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегральних показників ефективної радіоактивності та потужності поглиненої дози були виявлені у складі лісової підстилки, найменші – у листі. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, пагонах. І хоча основна маса радіонуклідів зазвичай сконцентрована у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнений цикл речовин: листя – лісова підстилка – ґрунт – корені – стовбур – листя може призводити до того, що радіонукліди, залучені до біологічного кругообігу, починають включатися у тканини рослинних компонентів, інтенсивно акумулюватися в їх багаторічних органах, зокрема в деревині, коріннях, кореневищах і виключаються із середовища.

Концентрації штучних радіонуклідів ^{137}Cs у листі дерев робінії псевдоакації визначались у межах від 0,16 до 0,39 Бк/кг у літній період та від 0,49 до 0,80 Бк/кг у осінній (рис. 4.6).

Концентрації ^{90}Sr у листі варіювали в межах від 0,05 до 0,09 Бк/кг у літній сезон та від 0,24 до 0,56 Бк/кг у осінній сезон. Низькі концентрації штучних радіонуклідів у біотичних і абіотичних компонентах екосистеми пов'язані з їх послідовним «старінням» – зменшенням радіоактивності внаслідок спливання періоду напіврозпаду, виносом за межі території за рахунок твердого і рідкого поверхневого стоку.

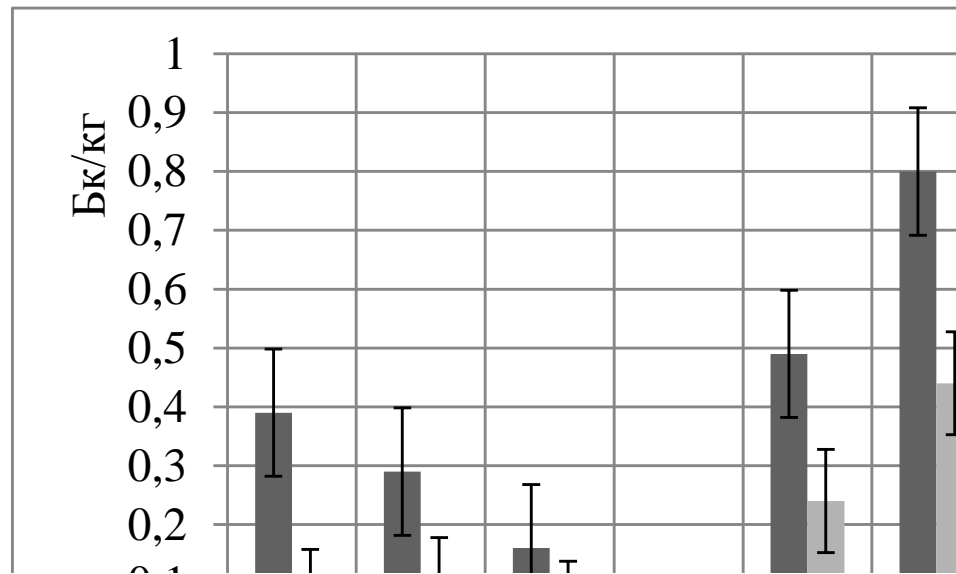


Рисунок 4.6 - Рівні вмісту штучних радіонуклідів (Бк/кг сухої ваги) у листі робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia L.*): 1– 60-річні дерева, 2– 15-річні дерева, 3– 5-річні дерева

Незважаючи на низькі рівні вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr , восени виразно прослідковувалась їх акумуляція у листі дерев, в результаті чого концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr зростали більше, чим у 2 рази. Крім того, у осінній період спостерігалась закономірність до збільшення рівнів вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивності їх накопичення у листі молодих дерев акації.

Таким чином, отримані дані підтверджують значну роль штучних лісових насаджень у міграції радіоактивних елементів в екосистемі.

5 ЕКОНОМІЧНА ЧАСТИНА

За допомогою техніко–економічних розв’язань проводимо розрахунок економічної частини, де найголовнішим є аналіз отриманих результатів та доречність самого аналізу.

Метою роботи є дослідження аналізу особливостей міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі. Для відбіру проб потрібні наступні метеріали: бюкси, лабораторна млинка, сухожарова шафа, сцинтиляційний спектрометр гама-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С», спектрометр бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Україна), цифровий дозиметра-радіометр РКС-01 «Стора» (Україна) та Statsoft Statistica 10.0.

Отже, було проведено вивчення особливостей міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі.

Основний матеріал розділу виведенно у Додаток Б.

6 ОХОРОНА ПРАЦІ

6.1 Аналіз стану з охорони праці на кафедрі екології в Дніпровському державному аграрно-економічному університеті

Основні положення по реалізації конституційного права громадян на охорону їх життя і здоров'я в процесі трудової діяльності; регулюються взаємини між адміністрацією і працівником в незалежності від форм власності; встановлюється єдиний порядок організації охорони праці в країні визначаються згідно Закону України «Про охорону праці».

На кафедрі екології відповідальною особою за охорону праці є завідувач кафедри – професор Чорна В.І., на яку покладені наступні обов'язки:

- здійснює спільно з представником профспілки контроль за станом охорони праці, безпеки життєдіяльності (п.п. 4.4.9 зі змінами, внесеними згідно з наказом Міносвіти України від 20.11.06 № 782);

- бере участь у розробленні окремого розділу з охорони праці, безпеки життєдіяльності колективного договору (угоди) (п.п. 4.4.10 із змінами, внесеними згідно з наказом Міністерства освіти і науки України від 20.11.2006 № 782);

- повідомляє керівника та службу охорони праці, безпеки життєдіяльності навчального закладу про кожний нещасний випадок, що трапився під час навчально-виховного процесу; бере участь у його розслідуванні та здійсненні заходів щодо усунення причин, що призвели до нещасного випадку (п.п. 4.4.11 із змінами, внесеними згідно з наказом Міністерства освіти і науки України від 20.11.2006 № 782).

Відповідальною особою за роботу у лабораторії на кафедрі екології у ДДАЕУ є старший лаборант, що зобов'язується:

- виконує лабораторні аналізи, випробування, вимірювання та інші види робіт при проведенні досліджень і розробок.
- бере участь в зборі та обробці матеріалів в процесі досліджень відповідно до затвердженої програми роботи.
- стежить за справністю лабораторного обладнання, здійснює його ремонт.
- готує обладнання (прилади, апаратуру) до проведення експериментів, здійснює його перевірку і просте регулювання згідно з розробленими інструкціями та іншої документації.
- бере участь у виконанні експериментів, здійснює необхідні підготовчі та допоміжні операції, проводить спостереження, знімає показання приладів, веде робочі журнали.
- забезпечує співробітників підрозділу необхідними для роботи обладнанням, матеріалами, реактивами та ін.
- обробляє, систематизує і оформляє відповідно до методичних документів результати аналізів, випробувань, вимірювань, веде їх облік.
- виробляє вибірку даних з літературних джерел, реферативних та інформаційних видань, нормативно-технічної документації відповідно до встановленого завдання.
- виконує різні обчислювальні і графічні роботи, пов'язані з навчальними дослідженнями і експериментами.
- бере участь у складанні і оформленні технічної документації по виконаних підрозділам організації робіт.
- виконує окремі службові доручення свого безпосереднього керівника

До недоліків в організації безпеки та продуктивної роботи кафедри екології можна віднести: відсутність гарячої, а іноді і холодної води в лабораторіях, відсутність доступних засобів захисту (халати, маски, рукавиці і т.д.), відсутність медичного пункту та медичних засобів загалом, відсутність обладнаних зон відпочинку та прийому їжі, низький загальний рівень обладнання лабораторій.

Основний матеріал вимог з охорони праці при роботі пробовідбірника виведенно та рекомендації з поліпшення стану з охорони праці на кафедрі екології в ДДАЕУ у Додаток В.

ВИСНОВКИ

1. Найбільш високі концентрації природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегральних показників ефективної питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози були виявлені у лісовій підстилці, найменші – у листі; значення обох інтегральних показників у ґрунті та лісовій підстилці були в межах допустимого радіаційного фону і не становили ризику для біологічних об'єктів.

2. У міру того, як збільшувався вік дерев, показники вмісту природних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і питомої радіоактивності знижувалися у поверхневому шарі ґрунту.

3. Значення показників ефективної питомої радіоактивності і потужності поглиненої дози у лісовій підстилці зменшувалися впродовж осінньо-зимового періоду, що свідчить про сезонне зниження радіаційного фону за рахунок міграції дозоутворюючих радіонуклідів у більш глибокі шари ґрунту.

4. Зміни концентрацій штучних радіоізотопів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті й лісовій підстилці не виявляли закономірного зв'язку з віковою структурою угруповань дендрофлори, а визначалися, ймовірно, іншими чинниками, такими як швидкість їх виносу з біологічного кругообігу, віддаленість від джерела радіоактивності тощо.

5. У осінньо-зимовий період концентрації радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтовому шарі екосистеми штучної лісосмуги збільшувалися у 1,5–2 рази, хоча і не переважали допустимих норм.

6. Спостерігалась закономірність щодо сезонного збільшення рівнів вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr та інтенсивності їх накопичення у листі переважно молодих дерев акації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Травлєєв А. П., Бєлова Н. А., Зверковський В. М. Теоретичні основи лісової рекультивації порушених земель у Західному Донбасі на Дніпропетровщині // Ґрунтознавство. – 2005. – Т. 16, № 1–2. – С. 19–29.
2. Rozum P. I. Liubezna I. V., Kalchenko O. M. Improving efficiency of using agricultural land // Науковий вісник Полісся. – 2017. – № 3 (11). Ч. 1. – С. 193–196.
3. Gudkov I. O., Vinichuk V. V. Radiobiology & Radioecology. Kyiv: NAUU, 2006. 295 p.
4. Фурдичко О. І. Лісове господарство України: Перспективи розвитку при формуванні сталих агроєкосистем // Агроєкологічний журнал. – 2003. – № 3. – С. 3–10.
5. Трохимчук І. М. Лісорозведення на радіаційно забрудненій території // Вісник Черкаського університету. Сер. «Біологічні науки». – 2015. – № 19. – С. 121–126.
6. Мельник В. В. Особливості розподілу ^{137}Cs у компонентах лісового біогеоценозу свіжих борів українського Полісся // Вісник Полтавської державної аграрної академії. – 2020. – № 2. – С. 88–98.
7. Краснов В. П., Ландін В. П. Методологічні основи реабілітації лісових екосистем, забруднених радіонуклідами // Збалансоване природокористування. – 2013. – № 2–3/2013. – С. 33–39.
8. Markovic J., Stevovic S. Radioactive Isotopes in Soils and Their Impact on Plant Growth. Chapter // Metals in Soil – Contamination and Remediation. – London: IntechOpen Limited, 2019. P. 1–11.
9. Ірклієнко С. П., Бузун В. О., Дмитренко О. Г., Турчак Ф. М. Функціонування лісових екосистем та ведення лісового господарства в зонах безумовного відселення // Ядерна фізика та енергетика. – 2001. – № 2 (02). – С. 127–132.

10. Чорна В. І., Ананьєва Т. В. Особливості міграції радіонуклідів у штучному лісовому біогеоценозі // Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки / Херсонський державний аграрно-економічний університет. – Херсон: Видавничий дім «Гельветика», 2020. – Вип. 116. Ч. 2. – С. 158–164.

11. Гудков І. М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – Київ: НУБіП України, 2016. – 485 с.

12. Клименко М. О. Радіоекологія. Навчальний посібник. – Рівне: 2008. – 224 с.

13. Перепелятников Г. П. Основы общей радиэкологии. Київ: Атіка, 2008. – 460 с.

14. Пристер Б. С. Радиоекологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС // Агроекологічний журнал. – 2005. – №3. – С. 13–21.

15. Гудков І. М., Лазарєв М. М. Проблеми реабілітації та повертання до використання забруднених радіонуклідами територій // Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення: Матер. Міжнар. наук.-практ. конф. – Житомир, 2018. – С. 18–22.

16. Чорна В. І., Сироватко В. О. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів і сільськогосподарської продукції дніпропетровської області // Наукові праці. Серія: Техногенна безпека. – 2015. – Т. 261, № 249. – С. 50–56.

17. Данкевич Є. М., Данкевич В. Є. Організація аграрного виробництва на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських землях: вітчизняний та світовий досвід // Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення: Матер. Міжнар. наук.-практ. конф. –Житомир, 2018. – С. 216–222.

18. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Радіоекологія. – Херсон: ОЛДІ ПЛЮС, 2013. – 468 с.

19. Гудков І. М., Кашпаров В. О. Актуальні завдання і проблеми сільськогосподарської радіоекології через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС // Вісник ЖНАЕУ. – 2012. – № 1, т. 1. – С. 27–36.

20. Кашпаров В. А., Лазарев Н. М., Полищук С. В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе // Агроекологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 31–41.

21. Рудько Г.І., Бондар О.І. Макроекологія України / за ред. Г.І. Рудька. – Київ–Чернівці: Букрек, 2020. 520 с.

22. Пилипенко О.В., Капля О.І., Беліков А.С. Аналіз стану радіаційного забруднення хвостосховищ режимної території колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ» // Вісник ПДАБА: До 80-річчя Придніпровської державної академії будівництва та архітектури. – 2010. – №8. – С.36–41.

23. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2019 рік. – Дніпро, 2020. – 320 с.

24. Тихоненко Д. Г., Дегтярьов В. В., Крохін С.В. та ін. Практикум з ґрунтознавства. – Вінниця: Нова Книга, 2008. – 448 с.

25. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) Державні гігієнічні нормативи. – Київ: Відділ поліграфії Українського центру Держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 120 с.

26. Abedin J., Karim R., Hossain S., Deb N., Kamal M., Miah H. A., Khandaker M. U. Spatial distribution of radionuclides in agricultural soil in the vicinity of a coal-fired brick kiln // Arabian Journal of Geosciences. – 2019. – 12:236.

27. Abba H. T., Hassan W. M. S. W., Saleh M. A. Evaluation of environmental natural radioactivity levels in soil and ground water of Barkin Ladi, Plateau state, Nigeria // Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences. – 2018. – Vol. 14, No. 3. – P. 338–342.

28. Gad A., Saleh A., Khalifa M. Assessment of natural radionuclides and related occupational risk in agricultural soil, southeastern Nile Delta, Egypt // Arabian Journal of Geosciences. – 2019. – 12:188.

29. Чорна В. І., Ананьєва Т. В., Єгоркіна А. О. Процеси міграції радіонуклідів у штучному лісовому біогеоценозі // Матер. міжнар. наук.-практ. інтернет-конф. «Сучасний стан та перспективи розвитку меліорації земель»: [до дня пам'яті проф. Литовченка О.Ф.]; (30 листопада 2020 р.): – Дніпро: ДДАЕУ, 2020. – С. 31–32.

30. Цветкова Н. М., Якуба М. С. Роль лісової підстилки у накопиченні та розподілі важких металів у екосистемах середньої частини Присамар'я Дніпровського // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матер. VI Міжнар. наук. конф. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2011. – С. 43-45.

31. Алексєєва Т. М. Біоіндикація як метод екологічної оцінки стану природного навколишнього середовища // Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського. – 2014. – Вип. 2/2014 (85). – С. 166–171.

32. Габович А.Г., Головань С.М., Домарев В.В., Орленко В.С., Хорошко В.О., Д.В. Чирков. Основи наукових досліджень : підручник. Київ : ДУІКТ, 2007. 173 с.

34. Горбатенко І.Ю., Івашина Г.О. Основи наукових досліджень: підручник. Київ : Вища школа, 2001. 92 с.

35. Колесников О.В. Основи наукових досліджень : Навч. посіб. Київ : Центр учбової літератури, 2011. 144 с.

36. Мочерний С.В. Методологія економічного дослідження. Львів: Світ, 2001. 415 с.

37. Основи методології та організації наукових досліджень : Навч. посіб. За ред. А. Є. Конверського. Київ : Центр учбової літератури, 2010. 352 с.

38. П'ятницька-Позднякова І.С. Основи наукових досліджень у вищій школі: Навч. посібник. Київ, 2003. 116 с.

39. Ростовський В.С, Дібрівська Н.В. Основи наукових досліджень і технічної творчості : підручник. Київ : ЦУЛ, 2009. 96 с.

40. Цехмістрова Г.С. Методи та техніка наукових досліджен : Навч посіб. Київ: Либідь, 2005. Режим доступу: <http://uadocs.exdat/docs/index-1638/html?page=5>)

41. Шейко В.М., Кушнарєнко Н.М. Організація та методика науково-дослідницької діяльності : Підручник. Київ : ЗнанняПрес, 2004. 307 с.

42. ПП 1.3.10-459-2006. Примірна інструкція з охорони праці для пробовідбірника (3414). Державний науково-дослідний інститут техніки безпеки хімічних виробництв (ДержНДІТБХВ). Лист №489 Наказ № 476 від «26» 10 2006 р. від «19» 12 2006 р. URL: https://dnaop.com/html/3414/doc-%D0%9F%D0%86_1.3.10-459-2006 (дата звернення: 12.06.2021).

43. Інструкція з охорони праці при роботі з комп'ютером, принтером, ксероксом та іншою оргтехнікою. URL: <https://osvita-docs.com/node/41> (дата звернення: 12.06.2021).

ДОДАТКИ

УДК 502/504.573

ПРОЦЕСИ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ШТУЧНОМУ ЛІСОВОМУ БІОГЕОЦЕНОЗІ

Чорна В. І., д. б. н., професор

Ананьєва Т. В., к. б. н., доцент

Єгоркіна А. О., здобувачка освітнього ступеня

Бакалавр *Дніпровський державний аграрно-економічний
університет*

E-mail: ananieva.tamila@gmail.com

Одним із пріоритетних заходів, спрямованих на охорону та раціональне використання земель і відтворення родючості ґрунтів, є лісомеліорація. Ліси являють собою найвагоміший фактор протидії посушливому клімату південносхідних регіонів України, слугують охороні природного середовища, виконують значне ґрунтозахисне та водорегулювальне навантаження, запобігаючи утворенню суховіїв і пилових бур, змінюючи гідрологічний режим території тощо. Розширення в умовах степової України лісових захисних, рекреаційних, декоративних, лісомеліоративних насаджень сприяє поліпшенню родючості ґрунту та збільшенню ефективності використання природних ресурсів території. Сталий рослинний покрив затримує твердий стік, екранує частину поверхні ґрунту. Становлення і розвиток рослинного покриву супроводжується зростанням його буферної ролі в міграції радіонуклідів.

З метою дослідження особливостей міграції радіоактивних ізотопів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs і ^{90}Sr у біогеоценозі санітарно-захисної лісосмуги проведено радіоекологічний аналіз трьох компонентів екосистеми штучних лісових насаджень робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.) – ґрунту, лісової підстилки, листя дерев. Проби природного матеріалу відбиралися на території сільськогосподарських угідь біля с. Майорка Дніпровського району. Пробні ділянки вибирали за угрупованнями робінії з перевагою 60-, 15- і 5-річних

дерев у віковій структурі. Потужність лісової підстилки складала відповідно 4,0; 2,5 і 1,0 см.

Зразки ґрунту відбирали на глибині 20–25 см.

Первинна підготовка проб полягала у подрібненні за допомогою лабораторного млинка і висушуванні в сухожаровій шафі до постійної ваги при температурі 105°C. Питому активність радіонуклідів визначали у зразках вагою 10–20 г на сцинтиляційному спектрометрі гама-випромінювання СЕГ–001 «АКП–С» та спектрометрі бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Україна) у Бк/кг сухої ваги. Інтегральний показник ефективної питомої активності природних радіонуклідів у ґрунті та лісовій підстилці розраховували за формулою: $A_{\text{эф}} = A_{\text{Ra}} + 1,31A_{\text{Th}} + 0,085A_{\text{K}}$ (НРБУ-97). Інтенсивність радіаційного фону вимірювали за допомогою цифрового дозиметра-радіометра РКС-01 «Стора» (Україна). Потужність природного радіаційного фону в зоні дослідження не перевищувала встановлені санітарно-гігієнічні норми, значення коливалися від 0,085 до 0,275 мкЗв/год.

В результаті проведених досліджень було виявлено, що концентрації природних радіонуклідів варіювали в ґрунті: ^{226}Ra – від 19,8 до 27,2 Бк/кг, ^{232}Th – від 29,8 до 35,4 Бк/кг, ^{40}K – від 32,6 до 41,2 Бк/кг; у лісовій підстилці: ^{226}Ra – від 24,0 до 25,7 Бк/кг, ^{232}Th – від 32,1 до 40,2 Бк/кг, ^{40}K – від 44,4 до 55,3 Бк/кг. Відповідно, значення ефективної питомої радіоактивності складала 59,04–77,07 Бк/кг у ґрунті та 71,52–81,66 Бк/кг у лісовій підстилці.

В листі дерев рівні вмісту ^{226}Ra варіювали від 9,8 до 11,3 Бк/кг, ^{232}Th – від 10,2 до 12,4 Бк/кг, ^{40}K – від 12,3 до 16,0 Бк/кг.

Найбільш високі концентрації природних теригенних радіонуклідів ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K і значення інтегрального показника ефективної питомої радіоактивності були виявлені у складі лісової підстилки, найменші – у листі. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, пагонах. І хоча основна маса радіонуклідів зазвичай сконцентрованоюється у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий цикл речовин: листя – лісова підстилка – ґрунт –

корені – стовбур – листя може призводити до того, що радіонукліди, залучені до біологічного кругообігу, починають включатися у тканини рослинних компонентів, інтенсивно акумулюватися в їх багаторічних органах, зокрема в деревині, коріннях, кореневищах і виводяться із середовища.

У міру того, як збільшувався вік дерев, показники вмісту природних радіонуклідів і ефективної питомої радіоактивності знижувалися у поверхневому шарі ґрунту і зростали в лісовій підстилці.

Рівні вмісту штучних радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr були в 20–40 разів нижче у порівнянні з природними. Низькі концентрації штучних радіонуклідів у біотичних і абіотичних компонентах екосистеми пов'язані з їх послідовним «старінням» – зменшенням радіоактивності внаслідок спливання періоду напіврозпаду, виносом за межі території за рахунок рідкого і твердого стоків.

Зміни концентрацій штучних радіоізотопів у ґрунті й лісовій підстилці не виявляли закономірного зв'язку з віковою структурою угруповань дендрофлори, а визначалися, ймовірно, іншими чинниками, такими як швидкість їх виносу з біологічного кругообігу, віддаленість від джерела радіоактивності тощо.

Таким чином, отримані дані підтверджують значну роль штучних лісових насаджень у міграції радіоактивних елементів в екосистемі.

Література:

1. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) Державні гігієнічні нормативи. – Київ: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 120 с.

Додаток Б

5.1 Організація дослідження міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі

Поетапне дослідження даної теми включає: складання переліку робіт, визначення їх взаємозв'язку та тривалості, складання сітьового графіка, визначення критичного шляху, розрахунок кошторису витрат на проведення дослідження [1].

5.1.1 План проведення дослідження

Для організації дослідження створюємо план проведення дослідження в (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – План проведення дослідження

Шифр робіт і-і	Найменування робіт	Тривалість робіт t_{ij} , (дні)
1-2	Літературний огляд	4
2-3	Підготовка обладнання	4
3-4	Відбір проб ґрунту	4
4-5	Первинна підготовка природного матеріалу	10
5-6	Проведення дослідження	15
6-7	Обчислення результатів	12
7-8	Побудова графічних залежностей	8

5.1.2 Побудова сітьового графіка

Враховуючи план проведення дослідження (табл. 6.1) будемо сітковий графік (рис. 6.1).

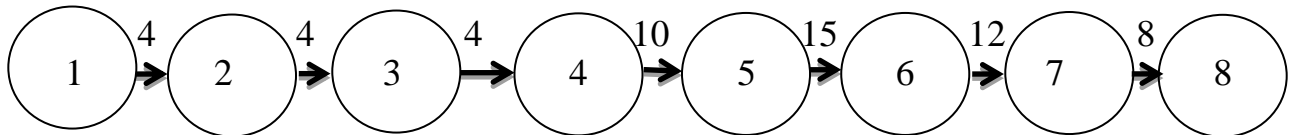


Рисунок 5.1 - Сітковий графік проведення дослідження міграції радіонуклідів у штучній лісовій екосистемі

За допомогою сіткового графіку складаємо тривалість робіт (t_i) [2]:

$$L_{1-2-3-4-5-6-7-8} = 4+4+4+10+15+12+8 = 57 \text{ днів};$$

Критичний шлях складає 57 днів.

Розрахуємо параметри сіткової моделі: критичний шлях ($T_{кр}$), ранній термін настання події (T_i^p), пізній термін настання події (T_i^n), повний резерв часу (R_{i-i}) та вільний резерв часу (r_{-j}). Проводимо розрахунок сіткового графіку у табличній формі (табл. 5.2).

Розрахуємо резерв шляху за формулою (6.1) [2]:

$$R_i = T_i^n - T_i^p; \quad (5.1)$$

де, R_i – резерв шляху;

T_i^n – пізній термін здійснення події;

T_i^p – ранній термін здійснення події.

Отримані дані зведені в таблицю 6.2.

Таблиця 5.2 - Терміни здійснення подій (ранній і пізній) і резерв шляху

Номер події	T_i^P , дні	T_i^H , дні	R_I , дні
1	0	0	0
2	4	4	0
3	8	8	0
4	12	12	0
5	22	22	0
6	37	37	0
7	49	49	0
8	57	57	0

Далі знаходимо резерви часу:

а) Повний резерв часу роботи (R_{ij}^H) – це максимальна кількість часу, на яку можна збільшити тривалість даної роботи, не змінюючи при цьому тривалість критичного шляху. Повний резерв часу роботи розраховуємо за формулою (5.2) [3]:

$$R_{ij}^H = T_j^H - T_i^H - t_{ij}, \quad (5.2)$$

де, t_{ij} – тривалість роботи.

б) Вільний резерв часу роботи (R_{ij}^B) – це максимальна кількість часу, на який можна збільшити тривалість робіт чи відстрочити її початок, не змінюючи при цьому ранніх термінів початку наступних робіт. Вільний резерв часу роботи розраховуємо за формулою (5.3) [3]:

$$R_{ij}^B = T_j^P - T_i^P - t_{ij} \quad (5.3)$$

Коефіцієнт напруженості робіт дозволяє судити про те, наскільки вільно можна мати у своєму розпорядженні наявні резерви.

Коефіцієнт напруженості робіт (K_{ij}^H) визначаємо за формулою (5.4) [4]:

$$K_{ij}^H = \frac{L_{\max ij} - t_{ij}}{L_{кр} - t_{ij}}, \quad (5.4)$$

де, $L_{\max,ij}$ – довжина максимального шляху, що проходить через дану роботу;

$L_{кр}$ – критичний шлях;

$L_{кр} = 57$ днів.

Розрахунки зводимо до таблиці 5.3.

Таблиця 5.3 - Результати розрахунку вільного, повного резервів

Шифр робіт, i-j	Вільний резерв R_{ij}^B , (дні)	Повний резерв $R_{ij}^П$, (дні)	Коефіцієнт напруженості
1-2	0	0	1
2-3	0	0	1
3-4	0	0	1
4-5	0	0	1
5-6	0	0	1
6-7	0	0	1
7-8	0	0	1

Аналізуючи табл. 6.3 можемо говорити, що термін виконання робіт можна змінюватись в часі.

5.1.3 Витрати, пов'язані з проведенням дослідження

До витрат, які пов'язані з проведенням дослідження відносяться: витрати на основні матеріали, електроенергію, нарахування на заробітну плату, амортизацію, накладні витрати. Витрати на основні матеріали, затрачені на проведення дослідів, знаходимо за формулою (5.5) [5]:

$$M = \sum T_i * C_i, \quad (5.5)$$

де, m_i – кількість витраченого i-го матеріалу;

C_i – ціна одиниці i-го матеріалу, грн.

Розрахунок необхідної кількості матеріалів і їх вартість наводимо в таблицю 5.4.

Таблиця 5.4 - Необхідна кількість матеріалів та їх вартість

Найменування матеріалів, одиниці	Кількість	Ціна за одиницю, грн.	Сума, грн.
Бюкси	10	60	600
Усього			600

Заробітна плата людей, що займалися дослідженням, визначаємо множенням середньочасового заробітку працівника на кількість витраченого часу [5]. Розрахунки зводимо до таблицю 5.5.

Таблиця 5.5 - Розрахунок витрат на заробітну плату

Посада	Середньомісячний заробіток, грн.	Середньочасовий заробіток, грн.	Кількість людино-годин	Сума, грн.
Керівник	10 000	62,5	10	625
Лаборант	9 000	56,3	90	5 067
Всього				5 692

Нарахування на заробітну плату приймаються у розмірі 22,0% єдиного податку [6].

Від загальної суми заробітної платні ми складемо:

$$H = 5\,692 \times 22 \div 100 = 1\,252,2 \text{ грн}$$

Затрати на витрачену електроенергію визначаємо за формулою (5.6) [6]:

$$E = M \cdot K \cdot T \cdot a, \quad (5.6)$$

де, M – потужність встановленого електрообладнання, кВт;

K – коефіцієнт використання потужності, $K=0,9$;

T – час роботи на установці;

a – тариф за електроенергію (за 1 кВт), грн./(кВт/год.);

$a = 1,68$ грн./(кВт/год.);

Тоді затрати енергії на комп'ютер-моноблок Asus V222FAK-BA002M складає:

$$E = 0,09 \cdot 0,9 \cdot 240 \cdot 1,68 = 32,66 \text{ грн.}$$

Тоді затрати енергії на спектрометр бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Україна) складає:

$$E = 0,25 \cdot 0,9 \cdot 10,5 \cdot 1,68 = 3,9 \text{ грн.}$$

Тоді затрати енергії на цифровий дозиметра-радіометра РКС-01 «Стора» (Україна) складає:

$$E = 0,01 \cdot 0,9 \cdot 10,5 \cdot 1,68 = 0,2 \text{ грн.}$$

Тоді затрати енергії на Statsoft Statistica 10.0 складає:

$$E = 0,67 \cdot 0,9 \cdot 10,5 \cdot 1,68 = 10,6 \text{ грн.}$$

Тоді затрати енергії на лабораторну млинку складає:

$$E = 0,5 \cdot 0,9 \cdot 12 \cdot 1,68 = 9,1 \text{ грн.}$$

Тоді затрати енергії на сухожарову шафу складає:

$$E = 0,4 \cdot 0,9 \cdot 12 \cdot 1,68 = 7,2 \text{ грн.}$$

Загальні затрати електроенергії:

$$E = 32,66 + 3,9 + 0,2 + 10,6 + 9,1 + 7,2 = 56,46 \text{ грн.}$$

Витрату на амортизацію установки визначаємо за формулою (5.7) [7]:

$$A = \Phi \cdot N \cdot t / 100 \cdot 12 \quad (5.7)$$

де, A – амортизаційні відрахування, грн.

Φ – вартість устаткування, грн.;

N – річна норма амортизації, %;

t – тривалість проведення дослідження на даному устаткуванні, місяців;

12 – кількість місяців у році.

Результати розрахунків витрат на амортизацію наведені в таблиці 5.6.

Таблиця 5.6 - Результати розрахунків витрат на амортизацію

Устаткування	Вартість, грн.	Річна норма амортизації, %	Час роботи, днів.	Витрати на амортизацію, грн.
Комп'ютер-моноблок Asus V222FAK-BA002M	13 835	24	30	276,7
Спектрометр бета- випромінювання СЕБ- 01-150 (Україна)	5 376	15	1	2,21
Цифровий дозиметра- радіометра РКС-01 «Стора» (Україна)	9 700	15	1	3,99
Statsoft Statistica 10.0	22 000	15	1	9,04
Лабораторна млинка	2 590	10	2	1,42
Сухожарова шафа	8 797	10	2	4,82
Разом				298,18

Розраховуємо накладні витрати (80%) в залежності від вирахованої заробітної платні досліднику

$$H=5\ 692 \cdot 80 \div 100=4\ 553,6 \text{ грн}$$

Всі розрахунки витрат на проведення наукового дипломного дослідження наводимо в табл. 5.7.

Таблиця 5.7 - Кошторис витрат на проведення дослідження

Витрати	Сума, грн.
Основні матеріали	600
Заробітна плата	5 692
Нарахування на заробітну плату	1 252,2
Електроенергія	56,46
Амортизація	298,18
Накладні витрати	4 553,6
Усього	12 452,44

Аналіз таблиці показав, що на першому місці стоять витрати на заробітну плату і накладні витрати.

5.2 Розрахунок ціни дослідження

Розраховуємо ціну враховуючи витрату на наукове дослідження та рента-бельності за формулою (5.8) [8,9]:

$$\text{Ц}=\text{C}+(\text{P}*\text{C}/100) \quad (5.8)$$

де, Ц – вартість дослідження, грн.;

С – витрати на дослідження, грн.;

Р – нормативна рентабельність;

$$\text{P} = 30\%$$

Таким чином:

$$\text{Ц}=12\,452,44+(30*12\,452,44/100)=16\,188,17 \text{ грн}$$

Витрати на проведені дослідження становлять 16 188,17 грн.

6.2.1 Вимоги безпеки перед початком роботи

Вимоги безпеки перед початком роботи повинні дотримуватись наступного [1]:

1. Перевірити та одягти засоби індивідуального захисту (спецодяг, спецвзуття і ін.).
2. У випадку змінної роботи з'явитися на робоче місце завчасно для прийняття зміни.
3. Оглянути (разом із пробовідбірником, якого він змінює, у випадку змінної роботи) робоче місце, переконатися у справній роботі систем вентиляції, належному рівні освітлення, наявності і справності засобів пожежогасіння, засобів колективного захисту. Перевірити: справність обладнання, пристроїв, приладів, інструменту, посуду; наявність необхідних для роботи хімічних реактивів, проточної води (а при її відсутності - достатнього запасу води), нейтралізуючих, знешкоджуючих речовин та стерильних медикаментів в аптечці.
4. Про всі виявлені порушення проінформувати безпосереднього керівника. Не приступати до роботи (а у випадку змінної роботи - не приймати зміну), якщо порушення унеможливають безпечне виконання пробовідбірником поставлених перед ним завдань, до їх усунення.

6.2.2 Вимоги безпеки праці під час виконання роботи

Відбір проб слід виконувати у відповідності з інструкціями, методичними вказівками і методиками, що розроблені і затверджені на підприємстві з метою забезпечення якісного і безпечного виконання операцій з відбору і аналізу проб

з урахуванням конкретних умов, місць (точок) відбору та характеристик речовин, які відбираються [1].

Проби летких кислот необхідно відбирати в гумових рукавичках, шерстяному спецодязі і в протигазі з коробкою марки «В». Проби слід відбирати в сулії, які щільно закриваються пробками, кількість кислоти повинна становити не більше 80% об'єму сулії. Необхідно також слідкувати за справністю ніпелів, через які ведеться відбір проб.

Не допускається набирати кислоти і луги и пінетки ротом, з цією метою слід застосовувати гумову грушу [1]:

1. Склянки з кислотами, лугами і іншими їдкими речовинами слід переносити в спеціальних ящиках (дерев'яних або металевих), викладених азбестом.

2. Проби концентрованих розчинів кислот (азотної, соляної, оцтової) необхідно зберігати в склянках з притертими пробками.

Відібрані проби кислот і лугів необхідно збирати роздільно в спеціальний посуд, а після нейтралізації зливати в каналізацію або (у відповідності з місцевими умовами) в інше спеціально відведене місце.

Пролиті надзвичайно і високо-небезпечні рідини необхідно негайно знешкодити, а потім змити водою [1].

1. Для відбирання проб легкозаймистих і горючих рідин слід застосовувати пристосування, які виключають іскроутворення в разі ударів.

2. Проби легкозаймистих і горючих рідин слід доставляти в лабораторію в щільно закритому посуді, який повинен бути поміщений в спеціальний ящик з ручками.

3. Зберігати проби легкозаймистих і горючих рідин необхідно в товстостінному скляному посуді з щільно закритими пробками. Посуд повинен бути поміщений в спеціальні ящики з кришками, стінки і дно яких повинно бути викладене азбестом.

4. При випадкових проливах легкозаймистих рідин, місця проливів необхідно засипати піском, забруднений пісок слід зібрати дерев'яним совком

(застосування сталевих лопат не допускається) і видалити у відведене для цього місце.

5. Спецодяг, забруднений легкозаймистими і горючими рідинами або окисниками, необхідно негайно замінити з метою уникнення його спалахування.

Під час відбору проб розчинів, які містять шкідливі сполуки хлору, слід обов'язково застосовувати відповідні засоби індивідуального захисту (гумові рукавички, протигаз з коробкою марки «В» і Ін.).

Про виявлені під час роботи порушення, неполадки, які можуть завадити безпечній роботі або призвести до аварійної ситуації, а також про кожний нещасний випадок пробовідбірник повинен негайно повідомити безпосереднього керівника і вжити заходів щодо надання долікарської допомоги потерпілому [1].

До прибуття комісії з розслідування на місці події необхідно зберігати обстановку та устаткування у такому стані, в якому вони були на момент події, якщо це не загрожує життю та здоров'ю інших працівників і не призведе до більш тяжких наслідків. Крім того, необхідно вжити заходів щодо недопущення подібних випадків у ситуації, що склалася.

6.2.3 Вимоги безпеки після закінчення роботи

Вимоги безпеки після закінчення роботи наступні [1]:

1. Прибрати місце проведення робіт, відходи знешкодити, зібрати і видалити у відведене для цього місце.

2. У випадку змінної роботи, підготуватися до здачі зміни та здати зміну у встановленому на підприємстві порядку.

3. У випадку проведення робіт в лабораторії вимкнути електроустаткування, закрити водяні вентиля, вентиля газových балонів, відключити вентиляційну систему (через 15-20 хв. після закінчення роботи).

4. Зняти та прибрати у відведене для цього місце спецодяг і інші засоби індивідуального захисту, що використовувалися в процесі роботи.
5. Вимити лице і руки теплою водою з милом або прийняти душ.
6. Повідомити безпосереднього керівника про всі недоліки, які мали місце в процесі роботи.

6.2.4 Вимоги безпеки в аварійних ситуаціях

Характерна ознаки можливих аварійних ситуацій в процесі роботи пробовідбірника наступні [1]:

- розгерметизація пробовідбірного обладнання з проникненням продуктів, що відбираються, (у т.ч. токсичних, вибухопожежонебезпечних і ін.) у виробниче та зовнішнє середовище;
- розгерметизація устаткування під час відбору проб з викидом назовні шкідливих речовин та попаданням їх на незахищені частини тіла (лице, шию, руки) пробовідбірника;
- поява джерел запалювання в обладнанні та поза ним;
- коротке замикання в електрокомунікаціях, електрообладнанні;
- загоряння обладнання, продуктів відбору проб і ін.

6.2 Вимоги з охорони праці при роботі пробовідбірника

Інструкція встановлює вимоги з охорони праці для пробовідбірника. Роботи, що виконуються пробовідбірником, повинні проводитися згідно з вимогами цієї інструкції. До складу робіт, що виконуються пробовідбірником, входять, у тому числі, роботи з підвищеною небезпекою (відповідно до п.п.10, 15, 31, 36, 53, 94 Переліку робіт з підвищеною небезпекою, затв. наказом Держнаглядохоронпраці від 26.01.05 №15) [1].

При виконанні робіт з підвищеною небезпекою пробовідбірник, крім цієї інструкції, повинен виконувати вимоги інструкцій підприємства, якими регламентується безпечне виконання робіт певного виду.

Згідно з Законом України «Про охорону праці» (стаття 44) особи, які не виконують вимоги інструкцій з охорони праці, залежно від характеру порушень, притягаються до дисциплінарної, матеріальної, адміністративної або кримінальної відповідальності [1].

До складу робіт, що виконуються пробовідбірником, входять [1]:

- відбирання проб шкідливих (у т.ч. надзвичайно небезпечних та високо-небезпечних) хімічних речовин за допомогою пробовідбірників та спеціальних пристроїв;

- відбирання та оброблення проб сировини, напівфабрикатів, готової продукції;

- пакування проб, оформлення етикеток (написів) до них, забезпечення їх збереження та транспортування;

- проведення аналізу, обліку відібраних та оброблених проб, оформлення відповідних документів;

- чищення, миття та зберігання пробовідбірників, посуду, який використовується при відбиранні проб;

- підготовка і перевірка справності обладнання для відбирання проб та участь у його ремонті і інші роботи згідно з Довідником кваліфікаційних характеристик професій працівників.

До виконання робіт за цим фахом допускаються особи, які [1]:

- досягли 18 років, пройшли медичний огляд відповідно до Положення про медичний огляд працівників певних категорій, затвердженого наказом Міністерства охорони здоров'я України від 31.03.94 №45 , наркологічний огляд (якщо пробовідбірник відноситься до категорії працівників, що повинні проходити наркологічний огляд згідно з Переліком професій та видів діяльності, для яких є обов'язковим первинний і періодичний профілактичний

наркологічний огляд, затвердженим постановою Кабінету Міністрів України від 06.11.97 №1238) та не мають протипоказань;

- мають базову загальну середню освіту та професійну підготовку на виробництві;

- - пройшли навчання за професією, у т.ч. підготовку (попереднє спеціальне навчання) для виконання робіт з підвищеною небезпекою і перевірку знань з

- питань охорони праці стосовно конкретних робіт, які вони виконуватимуть, та виявили задовільні результати при перевірці знань;

- - пройшли інструктажі (вступний, первинний) з питань охорони праці, пожежної безпеки, надання першої допомоги потерпілим від нещасних випадків, з правил поведінки та дій при виникненні аварійних ситуацій, пожеж і стихійних лих.

Повторний інструктаж з питань охорони праці (за змістом і обсягом первинного Інструктажу) проводиться один раз на три місяці. Перевірка знань з питань охорони праці проводиться щорічно. Пробовідбірник зобов'язаний [1]:

- виконувати правила внутрішнього трудового розпорядку;
- не з'являтися на роботі в стані алкогольного або наркотичного сп'яніння;
- вміти користуватися засобами індивідуального та колективного захисту, первинними засобами пожежогасіння;

- користуватися спецодягом та Іншими засобами індивідуального захисту за їх призначенням;

- дотримуватися зобов'язань з охорони праці, передбачених колективним договором (угодою, трудовим договором);

- не допускати на своє робоче місце сторонніх осіб;

- не виконувати роботи , не передбачені завданням;

- не знаходитися на робочому місці у позаробочий час без відповідного дозволу (розпорядження) безпосереднього керівника;

- проходити у встановленому порядку попередні та періодичні медичні огляди.

В процесі роботи на пробовідбірника можливий вплив наступних небезпечних і шкідливих виробничих факторів [1]:

- рухомі частини виробничого устаткування, машин, механізмів;
- незахищені струмоведучі частини електрообладнання;
- токсична і подразнююча дія шкідливих речовин, які використовуються в технологічних процесах і знаходяться в технологічному устаткуванні та можуть спричинити подразнення слизових оболонок очей, носа, верхніх дихальних шляхів, хімічні опіки шкіри, губ, слизових оболонок ротової порожнини, стравоходу, шлунку;
- ураження внаслідок утворення займистих і вибухонебезпечних сумішей;
- підвищена або знижена температура поверхні устаткування;
- недостатня освітленість робочої зони;
- підвищений рівень шуму або вібрації на робочому місці;
- підвищена або знижена температура повітря робочої зони;
- підвищена рухомість повітря в робочій зоні;
- фізичні та нервово-психічні перенавантаження.

На зовнішніх роботах додатково видається: куртка бавовняна на утеплювальній прокладці.

Для захисту органів дихання в залежності від умов праці пробовідбірнику, при необхідності, видається протигаз відповідної марки або респіратор.

Пробовідбірник зобов'язаний дотримуватися вимог санітарних норм і правил особистої гігієни, а саме [1]:

- приступати до роботи тільки у засобах індивідуального захисту;
- утримувати в чистоті і порядку робоче місце;
- дбайливо і за призначенням користуватися санітарно-побутовими приміщеннями, спецодягом і іншими засобами індивідуального захисту, утримувати їх у справному стані і чистому вигляді;
- мити руки з милом теплою водою перед кожним прийманням їжі;

- дотримуватися питного режиму з урахуванням особливостей умов праці;
- палити у спеціально відведених для цього місцях;
- приймати їжу у відведених для цього місцях;
- зберігати харчові продукти, у т.ч. молочні, що видаються на підприємстві, в холодильниках, які для цього призначені.

6.3 Рекомендації з поліпшення стану з охорони праці на кафедрі екології в Дніпровському державному аграрно-економічному університеті

Для поліпшення стану охорони праці на кафедрі були більш сприятливі для продуктивної та безпечної роботи можна запровадити наступні заходи: модернізувати обладнання кабінетів та лабораторій, проводити вчасно та більш якісніше інструктажі з техніки безпеки, вчасно та чітко перевіряти працездатність обладнання, у тому числі те, що покликане допомогти у разі надзвичайної ситуації, покращити умови знаходження на території робочих місць та запровадження якісних зон відпочинку та прийому їжі, забезпечити кабінети та лабораторії необхідним обладнанням та засобами захисту (халати, маски, рукавиці і т.д.), запровадження медичного пункту чи наявність необхідних у разі надзвичайних ситуацій медичних препаратів.