

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Факультет водогосподарської інженерії та екології
Кафедра екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
В.о.зав. кафедри екології
к.с.-г.н. _____ Вікторія КАЦЕВИЧ
« ____ » _____ 20__ р.

Пояснювальна записка
до дипломної роботи
освітнього ступеня «Бакалавр»

на тему: «Екологічне обґрунтування радіаційного стану водоймищ за допомогою індикаторних видів водної рослинності»

Виконав: здобувач вищої освіти 5 курсу, групи
Ез-1-18 спеціальності 101 «Екологія»
_____ Станіслав ЖЕЛЕЗНЯК

Керівник _____ к.б.н., доц. Таміла АНАНЬЄВА

Рецензент _____ к.с.-г.н., доц. Тетяна ШАРАМОК

Консультант

з охорони праці _____ ст.викл. Тетяна АРТЮШЕНКО

Дніпро-2023

Дніпровський державний аграрно-економічний університет
Факультет водогосподарської інженерії та екології

Кафедра екології

Спеціальність 101 «Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ:
В.о.зав. кафедри екології
к.с.-г.н. _____ Вікторія КАЦЕВИЧ
«____» _____ 20__ р.

ЗАВДАННЯ

на дипломну роботу для здобуття освітнього ступеня «Бакалавр»
здобувачу вищої освіти
Железняку Станіславу Сергійовичу

1. Тема проекту (роботи) «Екологічне обґрунтування радіаційного стану водоймищ за допомогою індикаторних видів водної рослинності»
керівник роботи: Ананьєва Т. В., к.б.н., доцент
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)
затверджена наказом по ДДАЕУ від «11» травня 2023 р. № 842.
2. Термін здачі здобувачем вищої освіти закінченого проекту (роботи): «20» червня 2023 р.
3. Вихідні дані до проекту (роботи) вміст природних і штучних радіонуклідів у зразках зануреної та повітряно-водної рослинності у Дніпровському водосховищі.
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 Охорона праці.
5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень):
Рисунків – 13
Таблиць – 6
Використаної літератури – 50
Розділів – 5
Сторінок – 66

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видано	завдання прийняв
1	ст.викл. Артюшенко Т.О.		

7. Дата видачі завдання: « ____ » _____ 20 ____ р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН РОБОТИ

№ п/п	Назва етапів дипломної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
№ п/п	Назва етапів дипломної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1.	Вступ.	11.05.20– 13.05.20	виконано
2.	Огляд літератури.	14.05.20– 16.05.20	виконано
3.	Фізико-географічна характеристика району дослідження	17.05.20– 19.05.20	виконано
4.	Матеріали та методи дослідження	20.05.20– 22.05.20	виконано
5.	Результати дослідження та їх обговорення.	23.05.20– 01.06.20.	виконано
6.	Охорона праці	02.06.20– 05.06.20	виконано
7.	Висновки	06.06.20– 10.06.20	виконано
8.	Список використаної літератури	11.06.20– 12.06.20	виконано
9.	Оформлення роботи	13.06.20– 15.06.20	виконано

Здобувач вищої освіти

(підпис)

/Железняк С.С./

(прізвище та ініціали)

Керівник проекту (роботи)

(підпис)

/Ананьєва Т.В./

(прізвище та ініціали)

РЕФЕРАТ

Дипломна робота складається з 5 розділів, в яких розкрита проблема, містить 66 сторінок тексту, 6 таблиць, 13 рисунків, 50 літературних джерел.

Об'єкт досліджень: процеси накопичення основних природних і штучних радіонуклідів у найбільш поширених видах вищої водної рослинності Дніпровського водосховища.

Предмет досліджень: рівні вмісту природних і штучних радіонуклідів у зразках зануреної та повітряно-водної рослинності Дніпровського водосховища.

Мета роботи - вивчення ролі вищої водної рослинності Дніпровського водосховища в накопиченні радіонуклідів та встановлення індикаторних видів.

Завдання роботи:

1. Визначити вміст радіонуклідів штучного походження у водних рослинах Дніпровського водосховища.
2. Виявити вміст радіонуклідів природного походження у водних рослинах Дніпровського водосховища;
3. Дослідити особливості радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності Дніпровського водосховища за коефіцієнтами накопичення.
4. Виявити види-індикатори серед вищої водної рослинності.

В роботі надано характеристику накопичення радіонуклідів та їх міграції у рослинах Дніпровського водосховища. При дослідженні особливостей накопичення радіонуклідів було встановлено, що радіонукліди містяться в рослинах наступним чином: $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$. При визначенні коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у рослинах відносно води виявлена обернено пропорційна залежність між накопиченням радіонуклідів ^{40}K та ^{137}Cs . Видами-індикаторами радіонуклідного забруднення серед рослин

можуть бути рдесник пронизанолистий, рдесник гребінчастий, водопериця колосиста. Визначені показники не перевищують встановлені норми, що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну. Матеріали роботи можуть бути застосовані для комплексного моніторингу стану Дніпровського водосховища та прогнозування поведінки радіонуклідів у водних екосистемах.

Методи дослідження – польові методи відбору зразків природного матеріалу; лабораторні методи первинної пробопідготовки; методи сцинтиляційної радіометрії; розрахункові, графічні, аналітичні методи.

ЗМІСТ

	Стор.
ВСТУП	8
1 СУЧАСНИЙ СТАН РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРИСНОВОДНИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ	1 1
1.1 Радіонуклідне забруднення прісних водойм	1 1
1.2 Природні радіонукліди у прісних водоймах Придніпровського регіону	1 7
1.3 Роль водної рослинності в самоочищенні водойми від радіонуклідного забруднення	2 2
2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ	2 9
3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ	3 4
3.1 Матеріали досліджень	3 4
3.2 Збір, обробка та підготовка проб до радіобіологічних досліджень	3 6
3.3 Методика визначення радіонуклідів у пробах	3 6
4 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	3 9
4.1 Вміст і розподіл штучних радіонуклідів у водних рослинах Дніпровського водосховища	3 9
4.2 Вміст і розподіл природних радіонуклідів у водних рослинах Дніпровського водосховища	4 2
4.3 Особливості радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності Дніпровського водосховища	4 6

4.4	Водні рослини – індикатори радіонуклідного забруднення	4
	Дніпровського водосховища	8
5	ОХОРОНА ПРАЦІ	5
		1
5.1	Організація охорони праці на підприємстві	5
		1
5.2	Шкідливі та небезпечні виробничі фактори	5
		2
5.3	Організаційні та технічні заходи захисту працівників від дії шкідливих та небезпечних факторів	5
		3
5.4	Правила безпечного виконання робіт при дослідженні проб	5
		7
5.5	Дії у разі настання надзвичайної ситуації	5
		8
		6
	ВИСНОВКИ	0
		6
	СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	1

ВСТУП

До посилення антропогенного впливу на навколишнє середовище призводить сучасний рівень розвитку промисловості. Серед різних факторів забруднення особливе місце займає радіонуклідне.

Найдраматичнішим світовим прикладом можливих екологічних наслідків впровадження ядерної енергетики стала аварія на Чорнобильській АЕС. Гострота проблем радіаційної безпеки відновила і набула нового глобального екологічного значення після вибуху АЕС «Фукусіма-1» в Японії у 2011р [6].

Після аварії на Чорнобильській АЕС відбулося забруднення величезних територій України та інших сусідніх країн. Практично вся забруднена територія – це водозбірна площа Дніпра. Радіонукліди потрапляють у каскад дніпровських водосховищ внаслідок поверхневого стоку. Під час аварії з четвертого блока було викинуто в атмосферу радіонукліди активністю близько 185×10^{16} Бк (50 МКі). Викиди тривали кілька діб, що призвело до забруднення території понад 100 000 км². Чисельність населення, що зазнало впливу цих радіонуклідів, залежно від вибору того чи іншого критерію становить 4,5 – 40 млн. осіб [3].

В Дніпровському водосховищі радіоекологічна ситуація визначається регіональними особливостями природного радіаційного фону, його забрудненням радіонуклідами чорнобильського походження, надходженням природних радіонуклідів, частково за рахунок винесення радіонуклідів уранового ряду з хвостосховища колишнього «Придніпровського хімічного заводу» (ПХЗ), що знаходиться в м. Кам'янське, де 50 років проводилась переробка уранової руди, а також радіоактивністю в навколишньому середовищі, сформованою в період випробування ядерної зброї в атмосфері, глобальними випадіннями [4].

У системі екологічних процесів у прісноводних екосистемах важливою

ланкою є водні рослини. Вони відіграють першочергову роль у концентруванні та біогенній міграції радіонуклідів. Суттєве й ефективне зниження концентрації радіонуклідів можливо очікувати на ділянках із багатою рослинністю. Нормально функціонуюча екосистема з добре розвинутою рослинністю в процесі обміну речовин здатна вилучати радіонукліди із води в кількостях, що перевищують у сотні разів їх концентрацію у воді, тим самим сприяючи інтенсифікації природних засобів покращення якості води шляхом пришвидшення процесів самоочищення. Вища водна рослинність виконує функцію природного депо й біофільтру. Вона вилучає з води та донних відкладів радіонукліди, депонує їх у підводних органах і на тривалий час вилучає радіоактивні елементи з кругообігу в екосистемах водойм. Відмирання рослин супроводжується звільненням із їх залишків, раніше депонованих радіонуклідів і може приводити до вторинного радіонуклідного забруднення води і донних відкладів [5; 7; 27].

Актуальність вивчення особливостей накопичення радіонуклідів, їх шляхи та закономірності надходження до організмів гідробіонтів полягає у тому, що такі дослідження дозволяють оцінити зміни рівнів вмісту радіонуклідів у гідробіонтах. Для вирішення багатьох наукових і практичних завдань потрібні дані про вміст та розподіл радіонуклідів у водних рослинах. Моніторинг радіоекологічного стану водного середовища є одним з найважливіших.

Метою даного дослідження було вивчення ролі вищої водної рослинності Дніпровського водосховища в накопиченні радіонуклідів та встановлення індикаторних видів

Для реалізації мети були поставлені наступні завдання:

- визначити вміст радіонуклідів штучного походження у водних рослинах Дніпровського водосховища;

- виявити вміст радіонуклідів природного походження у водних рослинах Дніпровського водосховища;
- дослідити особливості радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності Дніпровського водосховища за коефіцієнтами накопичення;
- виявити види-індикатори серед вищої водної рослинності.

1. СУЧАСНИЙ СТАН РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРІСНОВОДНИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ

1.1 Радіонуклідне забруднення прісних водойм

В процесі господарської діяльності людини виникає необхідність концентрувати радіонукліди, що знаходяться в природній сировині та накопичувати їх. Штучні радіоактивні речовини утворюються в ядрових реакціях. До техногенних об'єктів в яких знаходяться радіонукліди відносять атомні енергетичні установки, атомні досліджувальні реактори, об'єкти радіохімічного виробництва, ядерна зброя [13].

Відомі численні випадки радіонуклідного забруднення внаслідок випробувань ядерної зброї та багатьох аварій на ядерних об'єктах.

29 вересня 1957 року сталася [Киштимська трагедія](#) – вибух на сховищі радіоактивних відходів ВО «Маяк», розташованому в СРСР на Південному Уралі в не позначеному на жодній радянській карті таємному місті «Челябінськ-40». Вважають, що вибух у [Киштимі](#) (найближче до місця подій «відкрите» місто) до 1986 р. був найбільшою у світі катастрофою в ядерній промисловості. Із $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк (20 МКі) активності радіонуклідів, що зберігались у ємності, 10 % ($7,4 \cdot 10^{16}$ Бк або 2 МКі) було піднято на висоту 1-2 км. В момент викиду були несприятливі метеорологічні умови, що зумовили значне просування радіоактивної хмари й утворення величезного забрудненого сліду загальною площею 23 000 км². Радіоактивна хмара переміщувалась у північно-східному та північному напрямках та зумовила радіоактивне забруднення частини територій Челябінської, Свердловської і Тюменської областей Росії. Забруднені території дістали назву Східноуральського радіоактивного сліду (СУРС). Внаслідок аварій серед гідробіонтів найбільш уразливими виявилися рослиноїдні риби. Поглинена

доза понад 10 Гр для ікри цих риб спричинило тимчасове (на 2-3 роки) скорочення їх відтворення [28].

У 1986 році значний внесок в погіршення радіоекологічної ситуації зробила аварія на Чорнобильській АЕС - найбільшій техногенній катастрофі в історії людства. Після аварії у водах Прип'яті, Дніпра та його водосховищ (особливо в Київському) різко зросла концентрація радіонуклідів. Аварія на четвертому блоці ЧАЕС належить до класу поза проектних аварій із тяжкими наслідками. Загальна площа радіонуклідного забруднення на території колишнього СРСР становить близько 100 000 км². Кількість довгоіснуючих радіонуклідів (цезій-137 та стронцій-90), викинутих у біосферу у 600 разів більша, ніж унаслідок вибуху атомної бомби в Хіросімі, коли основний викид становили короткоіснуючі радіонукліди. Специфіка цієї аварії полягає в тому, що викид тривав кілька днів, а не секунди (як під час ядерних вибухів) і не годину (як у випадку Киштимської аварії). За цей час змінювався склад викидів і метеорологічні умови, що й зумовило формування трьох основних секторів сліду радіоактивного забруднення з різним складом радіонуклідів. Унаслідок цього створилася різко неоднорідна за активністю радіонуклідів і складом забруднення радіоекологічна ситуація [8; 9; 10; 13].

Одним з найважливіших показників радіоекологічної ситуації в водоймі є розподіл радіонуклідів між компонентами екосистеми. Найбільш об'єктивними показниками для оцінки радіоекологічної ситуації є рівні вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях та гідробіонтах. Серед штучних радіонуклідів, що формують радіоактивне забруднення природних вод, важлива роль належить цезію-137, який поряд зі стронцієм-90 відрізняється міграційною активністю та накопичується в гідробіонтах різних рівнів [15].

В доаварійний період у воді Дніпровського водосховища вміст стронцію-90 складав 0,02 – 0,06 Бк/л, а цезія-137 – 0,08 – 0,018 Бк/л. В початковий період після аварії на ЧАЕС, влітку 1986 року, у зв'язку з метеорологічними умовами та часом просування водних мас, вміст стронцію

в водосховищах верхніх рівнів Дніпровського каскаду суттєво зріс та складав 1,85 – 5,18 Бк/л, у водосховищах середніх рівнів – від 0,37 до 0,96 Бк/л, та у водосховищах нижніх щаблів каскаду – на порядок нижче, тобто на доаварійному рівні. А в 1987 році в результаті міграції стронцію-90 з водними масами, його вміст у воді Дніпровського водосховища був в 20-25 разів вище, ніж в доаварійний період. Починаючи з 1989 року, вміст радіонуклідів у воді водосховищ Дніпровського каскаду став поступово зменшуватись. З притоком забруднених паводкових вод в результаті підтоплення пойми р. Прип'ять кількість цезію-137 протягом 1990 – 1997 рр. була вдвічі більша ніж в доаварійний період,. Максимальний вміст стронцію-90 спостерігався у воді Дніпровського водосховища навесні 1991 року, внаслідок відтоку забруднених паводкових вод з вищих водосховищ. Зменшення радіоактивності в післяаварійний період відмічається навесні в напрямку від верхньої ділянки водосховища до середньої, та далі – до нижньої частини. Влітку, у зв'язку з переміщенням водних мас, просторова динаміка радіоактивності води набула протилежний характер: вона була мінімальною у верхній ділянці (0,04-0,06 Бк/л) та збільшувалась до середньої частини до 0,08-0,14 Бк/л та до нижньої до 0,07-0,20 Бк/л. Восени просторова динаміка зберігається на літньому рівні. Окремі заміри радіоактивності води в притоках водосховища (р. Самари, Орелі, Кільчені) показали, що вміст стронцію-90 був в 2,5-3,6 раз нижче, ніж у водосховищі. Це дає змогу вважати, що роль приток в надходженні стронцію-90 у водосховище є незначною. Дослідження, проведені в після аварійний період підтвердили, що існує пряма кореляція між вмістом стронцію-90 та сольовим складом природних вод. Вміст стронцію-90 суттєво збільшується у водах з підвищеним вмістом хімічних його аналогів – Са та На. Але отримані закономірності, що чітко проявляються у водосховищі не мають місце у його притоках. В після аварійний період вміст цезію-137 збільшився в 2 рази. Це пов'язано з притоком забруднених паводкових вод в результаті підтоплення

пойми річки Прип'ять. В р. Оріль в той самий час вміст цезію-137 був нижчим, ніж у воді водосховища та не перевищував 0,05 Бк/л [18].

Важливу роль в біогеохімічній долі радіонуклідів відіграють ґрунти прісноводних водойм. Вони осаджують основну частину випромінювачів, що потрапили у водойму та виводять їх з біологічного коло обігу, маючи велику сорбційну масу та ємність поглинання. Проведені дослідження показали, що в після аварійний період у дніпровських водосховищах активно перебігають процеси самоочищення водних мас від радіонуклідів по довжині каскаду. Процеси седиментогенезу є найбільш вирішальним фактором в очищенні від цезію-137. Для стронцію-90, що має низькі сорбційні властивості та більшу рухливість, більш суттєву роль відіграють процеси масообміну при прямому контакті вод з верхнім шаром донних ґрунтів [16].

Радіоактивне забруднення вод каскаду визначається в першу чергу величиною виносу радіонуклідів з забруднених територій. Встановлені закономірності розподілу цезію та стронцію між окремими компонентами прісних водойм. Від 60 до 95 % загального вмісту цезію, як педотропа пов'язано з донними відкладеннями. Стронцій як первинний еквипроцент розподіляється в основному у водній товщі, біоті та донних відкладеннях. В поверхневих водоймах усі радіонукліди, окрім стронцію, виводяться на дно. Стронцій в основному виходить з природнім стоком рік [24].

В воді водосховищ відмічається сезонна динаміка вмісту радіоцезію. Зимово-весняний період відрізняється найменшим вмістом його у всіх досліджуваних водосховищах. Влітку його вміст зростає в 1,5-2,5 рази, при цьому в верхній частинах водосховища збільшення мінімальне, тоді як для приплотинних ділянок характерні максимальні величини вмісту цезію. До осені вміст цезію у воді зменшується, досягаючи мінімальних значень [17]. Одним з найбільш важливих антропогенних радіонуклідів, що присутні у водному середовищі є стронцій. Важливою особливістю стронцію є

залежність його накопичення в гідробіонтах від концентрації у воді Са, який є біологічним мікроелементом та одним з основних біогенних елементів [29].

В перші три місяці після аварії на ЧАЕС в донних відкладеннях Київського водосховища зберігалась висока концентрація радіонуклідів з коротким періодом напіврозпаду – цезію-141, ніобію-95, церія-144, рутенію-106. Серед ізотопів цезій-137 став переважати лише восени 1988 року. В розподілі радіонуклідів по прошаркам донних відкладень було виявлено сліди перекриття (захоронення) шару, радіоактивність якого була сформована інтенсивним надходженням радіонуклідів у 1986 році та сліди дифузного розподілу радіонуклідів. На окремих ділянках залягання дифузний процес може призвести до «вторинного» забруднення водних мас.

В донних відкладеннях рівні накопичення та розподілу цезію-137 залежать від його концентрації у воді, механічного, мінералогічного та хімічного складу ґрунтів, що визначає їх поглинальну властивість [30].

У Дніпровському водосховищі найбільшу щільність забруднення спостерігають в районі створу Кодак-Військове ($0,19 \text{ Ки/км}^2$), в устьях Самари ($0,24 \text{ Ки/км}^2$), в нижній (глибоководній) ділянці водосховища спостерігається щільність забруднення дна $0,062 \text{ Ки/км}^2$. Доволі високі щільності забруднення спостерігали в затоках, що були утворені затопленням долин та балок. Відносно високий вміст цезію-137 в донних відкладеннях цих заток пов'язаний з накопиченням на дні балок матеріалів схилової ерозії, забруднених аерозольними випадіннями Чорнобильської аварії [20].

Найактивнішими біотичними компонентами водойми є вищі водні рослини. Найбільшими накопичувальними властивостями володіють занурені рослини [23]. Важливим фактором, що впливає на накопичення радіонуклідів рослинами є мінералізація води. При збільшенні її до 7 % поглинання стронцію-90 та цезію-137 водною рослинністю помітно зменшується. Коефіцієнти накопичення залежать від виду рослини. Водні рослини відіграють важливу роль у процесах міграції радіонукліда з водних

мас до донних відкладів та сприяють захороненню ^{137}Cs у глибоких шарах. У річній продукції вищих водних рослин запаси ^{137}Cs складають 16 % від активності водних мас, що надійшли до біотопу упродовж вегетаційного сезону. З цієї кількості щорічно 22 % надходить у глибокі шари донних відкладів за рахунок відмирання кореневої системи повітряно-водних рослин, ще 50 % осідає на дно внаслідок відмирання надземної фітомаси водних рослин. Лише близько 30 % зосередженого в осаді ^{137}Cs може повернутися до водних мас під час розкладу відмерлої рослинності. Спостерігається вирішальна роль двох чинників, які обумовлюють рівні накопичення ^{137}Cs рослинами. По перше, це величина площі контакту вегетуючих органів рослин із водним середовищем. По друге – особливості міграції радіонуклідів в екосистемі водосховища із водними масами [25].

В доаварійний період вміст радіонуклідів цезію-137 коливався в межах від 1,6 до 3,42 Бк/кг. Коефіцієнти накопичення в 22 видів рослин знаходились в межах 31-607 та були різними серед рослин одного виду.

Аналіз даних про коефіцієнти накопичення стронцію-90 свідчать про те, що коефіцієнти накопичення цього радіонукліда зростали від весни до літа та досягали максимальних значень в липні-серпні, що пов'язано з підсиленням темпів росту та обміну речовин у рослин в цей час.

В скелетах риб в доаварійний період, що мешкали в малих водоймах степної зони України) вміст стронцію-90 складав 9,2-34,0 Бк/кг чи 37,3-263,8 Бк/кг сухої золи, що складало 7,1 – 221 % загальної бета-активності [30; 31].

Радіоємність прісноводної екосистеми зумовлюється сорбційною здатністю донних відкладень, а також біопродуктивною і кондиційною функціями біоти водоймища. Доки функціонує біота водоймища, відтворюється його біомаса і зберігається здатність до кондиціонування середовища радіоємність водойми щодо радіонуклідів не вичерпується. Пригнічення чи загибель екосистеми, обмеження її біопродуктивної і кондиційної функції, що можливо внаслідок вичерпання радіо ємності

екосистеми можуть призвести до масового відмирання біоти і зниження рН води. Відомо, що при зниженні рН до 5,0 – 6,0 у прісноводних водоймах відбувається значна десорбція (до 50 %) радіонуклідів із донних відкладень. Такий додатковий викид радіонуклідів у воду може погіршити ситуацію у водоймищі й призвести до остаточної загибелі його біоти [26; 31; 48].

1.2 Природні радіонукліди у прісних водоймах Придніпровського регіону

На живі організми нашої планети протягом усієї історії розвитку біосфери постійно діяли іонізуючі випромінювання, бо наявність їхніх полів є невід'ємною властивістю довкілля. В усіх частинах біосфери, в будь-яких тканинах живих організмів містяться радіоактивні речовини, що обумовлюють природний фон опромінення.

Природний фон опромінення формується природними радіонуклідами, які надходять в навколишнє середовище в результаті використання природних матеріалів, що містять радіонукліди, у виробництві. До природних джерел іонізуючого опромінювання належать: космічні промені, що проникають крізь товщу атмосфери до поверхні Землі; ультрафіолетові промені, які є складовою випромінювання Сонця; поширені в природі радіоактивні елементи й ізотопи, ядра яких в процесі радіоактивного розпаду випромінюють заряджені частинки та фотони високої енергії [26; 28].

Найважливішим депо надходження і захоронення природних і штучних радіонуклідів є водна оболонка біосфери. При осіданні радіонуклідів з атмосфери за інших однакових умов значна частина радіонуклідів потрапляє на дзеркало води. Цей ефект пов'язаний із тим, що поверхня Землі має негативний електричний заряд, а аерозолі, які їх переносять мають позитивний електричний заряд. При цьому негативний заряд дзеркала води дещо більший, ніж суші, внаслідок чого сили електростатичної взаємодії

зумовлюють осідання з атмосфери значної частки радіонуклідів на поверхні води. Відомо, що щільність випадінь радіонуклідів на земну поверхню нижча, а на океанічну - вища. Радіонукліди, що знаходяться в водній товщі, представлені двома основними компонентами: адсорбованими та водорозчинними. За контакту з водою частина радіонуклідів переходить в воду та з розчину сорбується донними відкладеннями за механізмом іонного обміну. Найвища концентрація радіонуклідів характерна для тонкодисперсних мулових відкладень. Такі відкладення являються реакційно-активним субстратом, їх формування в водосховищі відбувається за участі біологічного фактору, продуктів розмиву берегів та островів [33].

Протягом свого існування екосистема Дніпровського водосховища зазнала низки трансформацій, які були викликані змінами гідрологічного режиму. Головні зміни відбувалися у перші роки існування водосховища та при перетворенні його на внутрішньокаскадне. Трансформації гідробіоценозів пов'язувались з уповільненням течії, мулонакопиченням, переформуванням літоралі та вимиванням біогенів з ґрунтів [34].

В регіоні склалася вкрай кризова радіоекологічна ситуація, так як Дніпровське водосховище є основним резервуаром води, куди потрапили та продовжують надходити радіонукліди природного та чорнобильського походження. Щорічно у поверхневій водоймищі області надходить близько 800 млн м³ забруднених стічних вод. При цьому більше 50% їх об'єму не відповідає екологічним та технічним вимогам якості очищення [4].

На даний час на фоні зменшення активності штучних радіонуклідів у воді Дніпровського водосховища, основною проблемою є проблема забруднення водосховища техногенно-підсиленними природними радіонуклідами, що потрапляють до водойми в результаті роботи підприємств ядерно-паливного циклу. Надзвичайну небезпеку для природних вод представляють техногенно-підсиленні природні радіонукліди, оскільки

вони навіть в порівняно малих концентраціях можуть виявляти токсичну дію на водні організми, у тому числі й на риби [25].

Характеристика хвостосховищ та сховищ відходів уранового виробництва наведені у таблиці 1.1.

Таблиця 1.1 - Характеристика хвостосховищ і сховищ відходів уранового виробництва

Назва об'єкту	Період експлуатації	Площа, га	Маса відходів, млн. тонн	Об'єм відходів, млн. м ³	Загальна активність ТБк
Хвостосховище «Західне»	1949-1954	4	0,77	0,35	180
Хвостосховище «Центральний Яр»	1950-1954	2,4	0,22	0,1	104
Хвостосховище «Південно-східне»	1956-1990	3,6	0,33	0,15	67
Хвостосховище «Дніпровське»	1954-1968	73	12	5,9	1400
Сховище №602 (лантанова фракція)	1965-1988	0,06	0,007	—	0,86
Сховище «Доменна піч №6»	1962-1982	0,2	0,04	—	1,3
Сховище «База С»	1960-1991	25	0,3	0,15	440
Хвостосховище «Сухачівське» Секція 1	1968-1983	90	19	8,6	710

Одним з проблемних питань у сфері радіаційної безпеки для області залишається стан об'єктів виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод», яке переробляло доменний шлак, уранову руду та урановмісні концентрати у період з 1949 по 1991 рік. На території підприємства та за його межами утворено 7 хвостосховищ («Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», «Дніпровське», «Сухачівське» (I та II секції) та «Лантанова фракція», два сховища відходів уранового виробництва («ДП-6» та «База С») і цех для отримання окису-закису урану з азотнокислих розчинів.

У хвостосховищах накопичено до 42 млн. т відходів переробки уранових руд, а у сховищах уранового виробництва «ДП-6» та «База С» накопичено до

0,2 млн. т відходів уранового виробництва. Відходи складувалися у прилеглих до Придніпровського хімічного заводу ярах та глиняних кар'єрах, які для цього не були спеціально підготовлені. Ситуація з подальшою долею хвостосховищ є невирішеною до сьогодні і залишається надзвичайно важливою, оскільки радіонукліди потрапляють у Дніпровське водосховище за рахунок їх вимивання з дощовою водою та підземними водами. Ці хвостосховища являють собою джерела природних радіонуклідів, котрі мають здатність накопичуватися в абіотичних і біотичних компонентах водної екосистеми. Розташування ряду водосховищ поблизу р.Дніпро у разі значного водо насичення внаслідок підтоплення ґрунтовими водами може призвести до їх сповзання по схилу і створення надзвичайної ситуації для користувачів річковою водою [25].

Як джерело іонізуючого випромінювання найбільше значення має калій. Калій - срібляста речовина з характерним блиском на освітленій поверхні. Він проявляє типові металеві властивості та дуже хімічно активний, легко віддає електрони, добре взаємодіє з усіма неметалами, утворюючи галогеніди, сульфіді, нітриди, фосфіді. Радіоактивні ізотопи калію практично повністю всмоктуються зі шлунково-кишкового тракту та рівномірно розподіляється по тканинам та органам. Вміст калію в м'язах може складати 52,4%.

Питома радіоактивність природного калію доволі висока. Його вміст в будь-яких живих клітинах завжди дуже значний, бо він належить до макроелементів. Масова частка калію в земній поверхні становить 0,026. У тваринному організмі масова частка калію в середньому становить 0,024 %, що відповідає питомій активності 76 Бк/кг [26].

Радій - блискучий, сріблясто-білий метал. Плавиться та випаровується за 700-960°C. Швидко окислюється на повітрі.²²⁶Ra виявлений в більшості досліджених проб питної води. 10% цього елемента надходить з водою, 90 % - з їжею. Радій виявляється в будь-яких гірських породах, природних

водах і ґрунтах. Питома активність порід і ґрунтів за радієм-226 становить $7,4 \cdot 10^{-3} \dots 7,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/кг; поверхневих вод - $3,7 \cdot 10^{-3} \dots 1,85 \cdot 10^{-2}$ Бк/кг; підземних вод - може сягати дуже великих значень - до 0,9 Бк/кг.

За своїми хімічними властивостями радій подібний до кальцію, й тому подібні їхні поведінка в ґрунтах та участь в мінеральному живленні рослин. Це зумовлює наявність радію в продуктах харчування людини. Радій надзвичайно радіотоксичний. Дія радію на організм подібна до кальцію – біля 80 % накопичується в кістковій тканині. Радій у великій кількості може викликати остеопороз, переломи кісток і кровотворної тканини [28].

Торій - інертний газ. Продукти розпаду - тверді радіоактивні речовини. При роботі з торієм та його сполуками можливе надходження в організм торію та його дочірніх продуктів. Органи дихання є найбільш вірогідним шляхом проникнення аерозольних частинок або газоподібного продукту, а також може поступати до організму через шлунково-кишковий тракт та шкіру. Солі торію, потрапивши в організм, піддаються гідролізу з утворенням важкорозчинного осаду. Торій утворює комплекси з амінокислотами, органічними кислотами, білками.

Торій може існувати в іонній формі у виключно низьких концентраціях. У більшості випадків знаходяться у вигляді агрегатів молекул (у колоїдному стані). Дуже дрібні частинки торію адсорбуються на поверхні клітин м'яких тканин. В початковий період радіонуклід накопичується в легенях (68-73%), трахеї, лімфатичних вузлах, печінці, нирках, кістках. Віддалені наслідки дії торію можуть виявитись у його відкладенні в кістковому мозку, накопиченні в кістках та депонування в інших органах та тканинах [26].

Внаслідок діяльності людини, а також природних процесів вилугування, вивітрювання та ерозії гірських порід в біосфері відбувається безперервна міграція природних радіонуклідів. Видобуток і переробка десятків мільярдів тонн різних гірських порід призводить до викиду в

біосферу практично всіх відомих природних радіонуклідів. Найвищі рівні радіоактивності у компонентах біосфери відзначаються в районах розташування уранових підприємств і родовищ радіоактивних руд, так званих уранових і торієвих провінцій. Істотним джерелом надходження у біосферу природних радіонуклідів є природне органічне паливо, що використовується енергетичними установками, тепловими електростанціями і транспортом. Застосування мінеральних добрив у сільському господарстві супроводжується накопиченням природних радіонуклідів в орних ґрунтах, рослинах і водоймах [35].

1.3. Роль водної рослинності в самоочищенні водойми від радіонуклідного забруднення

Вивчення процесів розподілу радіоактивних та стабільних ізотопів між компонентами водних екосистем та впливу на ці процеси різноманітних екологічних факторів є однією з важливих задач радіоекології. Першим і необхідним етапом дослідження являється отримання статистичної картини розподілу радіоактивних та стабільних ізотопів в екосистемах. Особливий інтерес представляє вивчення динамічних характеристик систем та швидкості транспорту радіонуклідів між різними їх компонентами.

Вищі водні рослини займають значні площі і вилучають з води радіоактивні речовини. Вищі водні рослини виконують функцію унікального природного біофільтру, затримуючи радіоактивні речовини, що потрапляють з ділянки водозбору, а також вилучаючи їх з води. Відмирання рослин супроводжується звільненням з їх залишків раніше депонованих радіонуклідів і може призвести до вторинного радіоактивного забруднення води та донних відкладень [36].

Вміст цезію в мертвих рослинах (детритах) більш високий, ніж в живих. Цезій пов'язується з органічним субстратом рослин. За рахунок збільшення

поверхні ємність субстрату при розкладенні зростає. Збільшення концентрації цезію з «віком» детриту пов'язується з переважною втратою органічної речовини при розкладенні рослини. Тоді як мінеральна складова, в яку входить цезій, втрачається з меншою швидкістю, що призводить до збільшення доцільної активності детриту в процесі його розкладення. Значна концентрація цезію-137 спостерігається в розкладеного детриту, висока радіоактивність якого може обумовити підвищення радіоактивності донних відкладень в зоні заростей макрофітів [37].

Біля однієї третини загальної біологічної активності водоймищ відводиться на долю макрофітів. Таким чином, осадження наважок з адсорбованими на них радіонуклідами в заростях, а також поглинення вищими водними рослинами радіоактивних речовин з води та донних відкладень, впливають на процеси міграції та перерозподілу радіонуклідів в водних екосистемах. Роль фітоценозів в цих процесах визначається їх видовим складом, мірою заростання водойми та структурою рослинних сукупностей.

Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами визначається не тільки рівнем забруднення акваторії та видовим складом рослин, але й особливостями функціонування фітоценозів та їх комплексів, що тісно пов'язано з специфікою ґрунтів, гідрологічними особливостями, особливостями рельєфу [38].

Укорінені водні рослини поглинають розчинні радіонукліди з води, а також їх рухливі форми (обмінні та водорозчинні) з донних відкладень. Наступна утилізація вищих водних рослин дозволяє проводити дезактивацію усього водоймища. Тому перспективними є використання водоростей та вищих водних рослин в технологіях очистки та доочистки водного середовища від радіонуклідного забруднення. Вищі водні рослини можуть відігравати істотну роль в зниженні чисельності водоростей в водоймах, що є схильними до цвітіння [41; 56].

Рівень накопичення радіонуклідів в водних рослинах визначається величиною рН, солоністю та фізико-хімічним станом радіонукліда в водному середовищі. Накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs залежить від накопичення концентрації кальцію в водному середовищі, кількості стабільних аналогів цих радіонуклідів в рослинах, воді та ґрунті. Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами визначається не тільки рівнем забруднення акваторії та видовим складом рослин, але й особливостями функціонування фітоценозів та їх комплексів, що тісно пов'язано з специфікою ґрунтів, особливостями рельєфу водосховища, гідрологічними особливостями. Розподіл радіонуклідів між надземною та підземною частиною повітряно-водних рослин дніпровських водоймищ досліджували в 1989-1992 роках [12; 15; 21].

Від фази розвитку виду залежав розподіл стронцію-90 та цезію-134, цезію-137 між надземною та підземною частиною повітряно-водних рослин. При цьому зареєстровано, що стронцій-90 протягом вегетаційного періоду мігрував з підземної частини рослин в надземну і навпаки. Цезій-134+цезій-137 протягом року значною мірою концентрувався в підземній частині повітряно-водних рослин, що пояснюється хімічними властивостями цих радіонуклідів.

Максимальний вміст стронцію-90 в кореневищах рогозу вузьколистого було зареєстровано в період активного росту його підземних органів, що відзначалося з кінця липня до середини серпня та з кінця вересня до жовтня включно. Саме в цей період вміст зазначеного радіонукліду в кореневищах рогозу був максимальним і досягав відповідно 88% та 83% від загальної кількості. На початок 2-го періоду активного росту кореневищ (у вересні) спостерігалось зменшення в них концентрації стронцію-90 (38%). З відмиранням надземних органів і відтоком речовин з них, вміст стронцію-90 в підземних органах збільшувався в зимово-весняний період – з грудня до квітня (з 27% до 71%). З початком активного росту надземних органів

відзначалося підвищення в них концентрацій стронцію-90, яке продовжувалося до періоду активного росту підземної частини рогозу [4].

Коливання вмісту цезію-134+цезію-137 у підземних та надземних органах рогозу вузьколистого протягом року менш значні ніж стронцію-90. Поступове підвищення концентрації цезію-134+цезію-137 спостерігалось з початком вегетації в кореневій системі рогозу та тривало до початку росту кореневищ і в липні досягало 97%. Після цього вміст цезію-134+цезію-137 в підземній частині даного виду рослин починав зменшуватися. Це зменшення тривало до жовтня, коли закінчувався ріст кореневищ. У листопаді відзначено незначне підвищення концентрації радіоцезію в підземній частині рогозу. У грудні був зареєстрований мінімальний вміст цього радіонукліду в кореневій системі (59%), що можливо пов'язано з відмиранням частини підземних органів. З лютого до настання періоду активної вегетації у квітні внесок цезію-134+цезію-137 в кореневищах рогозу підвищувався з 69% до 87% [3; 12; 55].

В кореневій системі очерету звичайного максимальні концентрації стронцію-90 було зареєстровано навесні, коли починається наростання надземної фітомаси. В середині липня, коли листя очерету було повністю сформовано, вміст стронцію-90 в ньому збільшується у 2,5 рази. У цей час концентрація даного радіонукліду в кореневищах зменшувалася, відповідно у 2 рази і продовжувала знижуватися до кінця вегетаційного періоду.

Протягом усього року цезій-134+цезій-137 концентрувався переважно в кореневій системі очерету звичайного. При цьому, влітку спостерігалася максимальна кількість даного радіонукліду в кореневищах, а в осінньо-зимово-весняний період проходило поступове зменшення його вмісту.

У лепяшника великого, на відміну від двох вищезгаданих видів рослин, протягом року цезій-134+цезій-137 та стронцій-90 концентрувалися в кореневій системі. Навесні в період вегетації, в кореневищах

зазначеного виду було зареєстровано максимальний вміст стронцію-90 та цезію-134+цезію-137 – 98 і 99% відповідно.

Максимальний приріст біомаси лепешняка великого припадає на кінець липня – початок серпня. Загальний приріст біомаси за липень відносно червня складає 210%. Найбільшу біомасу в одиниці площі лепешняк утворює у вересні-жовтні, коли після відмирання генеративних пагонів йде інтенсивний приріст бокових – другого, третього та четвертого порядків, що відрізняє його від інших видів повітряно-водних рослин. Це збігається з одержаними даними, оскільки міграція стронцію-90 із коренів лепешняка великого в листа та стебла починається з липня і вміст цього радіонукліду досягає найбільшої концентрації у вересні. З вересня спостерігається незначне зниження концентрації радіонуклідів у корені (з 98% до 76%). Слід відзначити, що кількість цього радіонукліду в підземній частині лепешняка великого влітку та взимку однакова (88%). Протягом року радіоактивне забруднення коренів, стебла та листя у цього виду було сформоване цезієм-134+цезієм-137 (53-90% сумарної радіоактивності).

Розподіл стронцію-90 та цезію-134+цезія-137 між надземною та підземною частинами очерету звичайного, рогозу вузьколистого та лепешняка великого значною мірою пов'язаний з особливостями розвитку кожного виду.

Розподіл довгоживучих радіонуклідів між підземною та надземною частинами рослин нижніх водоймищ Дніпра відрізнявся від характерного для Київського та Канівськолго водоймищ. Так, у відповідні сезони року у вищих водяних рослинах Кам'янського, Кременчуцького та Каховського водоймищ внесок стронцію-90 в радіоактивне забруднення надземної частини рогозу і очерету був вагомим, що пояснюється підвищеною рухливістю цього радіонукліду у водних екосистемах [49; 50].

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС відбувся викид в навколишнє середовище радіоактивних речовин. Значна частина цих речовин з водними та повітряними масами поступила в екосистему дніпровських водосховищ.

В процесі міграції уламки урану розподілилися між біотичними та абіотичними компонентами водойм, долучаючись до трофічних ланцюгів.

В досліджуваних радіонуклідах були зареєстровані наступні радіонукліди: церій-141 та церій -144, цезій-134 та цезій -137, йод-137, рутеній-103+родій-103, рутеній-106+родій-106, ніобій-95+цирконій-95, ніобій-95, лантан-140, барій-140.

Спектр радіонуклідів, накопичених рослинами, зменшується по мірі віддалення від Київського водосховища до Дніпровсько - Бугського лиману. В рослинах Київського та Канівського водосховищ знайдено 11 радіонуклідів, в Кременчуцькому – 9, а в Каховському водосховищі та Дніпровсько-Бугському лимані – по 7 радіонуклідів. Це пов'язано з розпадом короткоживучих радіонуклідів, таких як йод-131 ($T_{1/2}$ - 13 діб), лантан-140 ($T_{1/2}$ - 40,3 години), барій-140 ($T_{1/2}$ - 13 діб).

Вклад довгоживучих радіонуклідів – церія-144, цезія-134,-137 в сумарну радіоактивність водних рослин склав в середньому 23% в Київському та Канівському водосховищі, Кременчуцькому – 47, Каховському – 57, в Дніпровсько-Бугському лимані – 74%. По мірі віддалення від джерела забруднення збільшується вклад довгоживучих радіонуклідів в сумарний вміст уламків поділу урану в рослинах. Останнє в повітряно-водних рослинах від Київського водосховища зменшилося в 180-330 разів, а в занурених – в 4,4-9,8 раз.

Накопичувана властивість занурених вищих рослин значно вище ніж повітряно-водних. В Київському та Канівському водосховищі спостерігається зворотна залежність. Це пов'язано з тим, що радіонукліди поступали двома шляхами – з водними масами, а також

через атмосферу у вигляді аерозолей, осідаючих на поверхню повітряно-водних рослин.

Вклад довгоживучого цезія-137 в сумарну гамма-радіоактивність рослин склав по всім водосховищам за період досліджень коливався від 15 до 28%.

Серед занурених рослин виділяється рдест пронизанолистий найбільш накопичувальними властивостями. В перші місяці після початку забруднення екосистем не спостерігається видової специфіки накопичення уламків поділу урану в повітряно-водних рослинах так як забруднення зумовлене випадковим характером розподілу аерозольних випадів [28; 29].

2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

Проби відбирали у Дніпровському водосховищі, яке утворилося в результаті спорудження греблі Дніпровської гідроелектростанції - Дніпрогесу в 1931 р. У 1941 р. в ході військових дій гребля Дніпрогесу була зруйнована і водосховище перестало існувати. Вдруге воно виникло після відновлення греблі в 1947 р. Обсяг водосховища - 3,2 км³, площа - 420 км², довжина - близько 170 км, ширина - від 0,6 км у районі затоплених порогів до 3,5 км у верхній частині, середня глибина – 8 м., найбільша - 45 м. Водоймище характеризується доброю проточністю - водообмін здійснюється 12-14 разів на рік. Спрацювання рівня за рік становить 0,5-1 м. Площа мілководь (до 2 м) - 36%. У водосховищі розрізняють верхню і нижню ділянки. Перший простягається від греблі Каменської гідроелектростанції до р. Дніпра і являє собою злиття воєдино заплави Дніпра та його притоки Самари, які були покриті луками, лісами, численними озерами та протоками, зарослими рослинністю. Правий берег цієї ділянки високий, місцями обривистий, лівий - низовинний. Ґрунти дна переважно чорноземні, мулисті і лише на колишньому руслі Дніпра піщані. Яскраво виражена течія зберігається майже на всій ділянці. Нижче м. Дніпра розташована глибоководна частина водосховища, що займає весь колишні порожисті ділянки Дніпра, на якому налічувалося дев'ять порогів і більше 30 підводних кам'яних гряд. В даний час берегова лінія цієї ділянки порізана численними вузькими і глибокими затоками, що утворилися в результаті затоплення балок, ярів і долин невеликих річок. Дно піщане і кам'янисте, місцями вкрите шаром мулу. Перебіг з наближенням до греблі сповільнюється [50].

Клімат території характеризується як помірно континентальний з жарким засушливим літом та напівзасушливим періодом в травні та вересні.

Зима відрізняється періодичними відлигами, іноді з підвищенням температури до $+14^{\circ}$ С. Середня річна кількість опадів складає в центрі району (м. Дніпро) - 472 мм, з яких біля 2/3 випадає у вигляді ливнів в літню пору. Води Дніпровського водосховища відносяться до гідрокарбонатного класу, кальцієвої групи II типу, мінералізація води коливається в межах 109 – 450 мг/л та змінюється за порами року від мінімуму - під час повноводдя до максимуму - взимку та ранньою весною. Загальна шорсткість води 2,3 – 4,2 мг-екв, яка коливається в різні пори року. Шорсткість Обумовлена наявністю Mg^{2+} та Ca^{2+} . Межове насичення киснем 0,8 – 23 мг/л; вуглекислим газом - 0 – 22,8 мг/л; рН – 6,9 – 8,9. В нижній частині спостерігається вертикальна стратифікація киснем та рН.

Верхня мілководна частина прогрівається і охолоджується швидше, ніж нижня глибоководна. Рівні води підтримуються більш-менш рівномірно, що обумовлено регулюючим впливом водосховищ. Тут водяться: лящ, короп, щука, в'язь, плітка, окунь та ін. Рослинність розвивається переважно в верхній мілководній частині водосховища. У нижній частині вона зосереджена в вершинах заток, захищених від хвиль. Найбільшими притоками є Оріль, Самара і Мокра Сура.

Середньорічна мінералізація складає 373 мг/л. Неоднорідність хімічного складу води у місцях впадіння вод р. Самара та р. Мокра Сура, а також на ділянці скиду стічних вод м. Кам'янське. Внутрішньорічне коливання мінералізації зменшується вниз за течею Дніпра. При каскадному розташуванні водосховищ вміст біогенних речовин у верховому водосховищі, залежить в основному, від їх кількості що вноситься живлячими водосховище річками, у розташованих нижче водосховищах – від надходження їх з вище розташованих водосховищ, так виглядає динаміка режиму біогенних речовин у воді.

Дослідження проводили на двох рибпромислових ділянках Дніпровського водосховища, розташованих в районі с. Військове (нижня

ділянка) та Самарській затоці (рисунок 2.1). Нижня ділянка водосховища віддалена від промислової зони і вважається «умовно чистою». Гідрохімічний режим Самарської затоки через скиди в р. Самару відпрацьованих вод вугільної промисловості і комунальних стічних вод м. Павлограда та м. Новомосковська відзначається підвищеним вмістом мінеральних речовин, пестицидів, нітратів, амонійного азоту, а також у деякі періоди дефіцитом розчиненого у воді кисню. Самарська затока характеризується повільною проточністю, великою площею мілководь і високим ступенем евтрофікації.

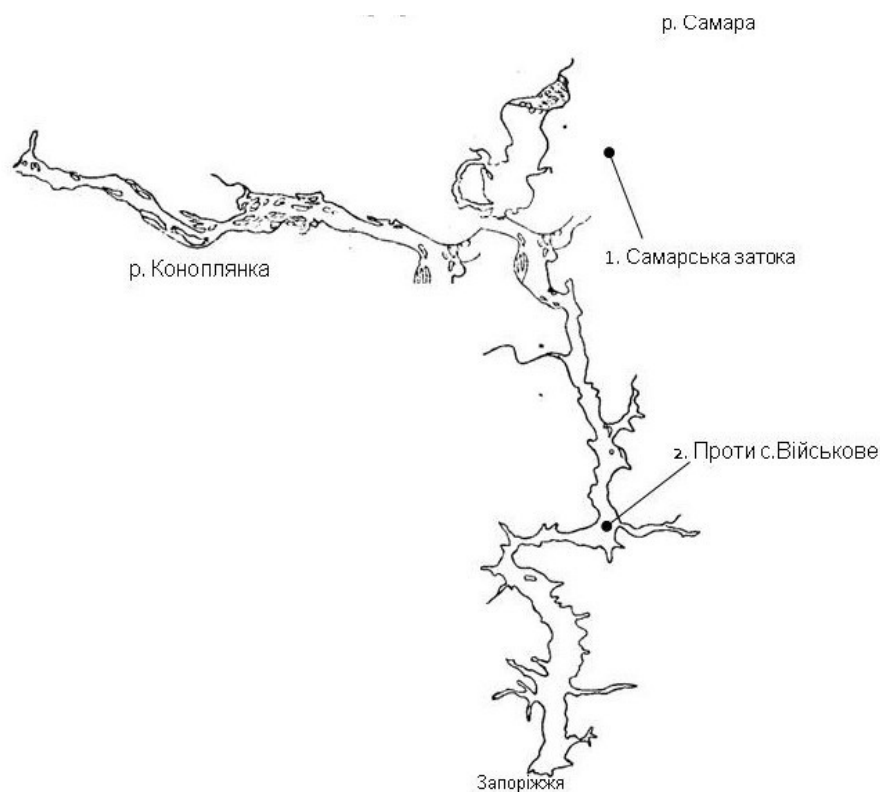


Рисунок 2.1 - Схема розташування Дніпровського водосховища

Характерною особливістю Дніпровського водосховища є розташування в Донецько-Придніпровському економічному районі, який серед інших промислових регіонів країни займає провідне місце за викидами шкідливих речовин в атмосферу на одиницю площі, забрудненню річок, дефіциту води та сукупності антропогенного впливу. На водосховище певний вплив

виявляють малі річки, особливо такі притоки, як Мокра Сура та Самара, які підлягають значному антропогенному впливу [36].

Навантаження скидами шахтних вод зумовлює зростання мінералізації до 3,2 г/дм³, а також збільшення концентрації важких металів у воді затоки. Велика площа мілководь верхньої частини затоки (90%) призводить до заболочування. Недоочищені стічні води лівобережних очисних споруд м. Дніпро містять значну кількість фосфатів і нітратів, що викликає евтрофікацію затоки, обміління, погіршує якість води та сприяє «цвітінню» синьо-зелених водоростей. За середньорічними трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) показниками вода нижньої ділянки Запорізького водосховища належить до III класу (задовільна та посередня) за вмістом фосфатів та перманганатної окиснюваності. Вода Самарської затоки належить до III класу (задовільна) за вмістом амонійного азоту та рівнем перманганатної окиснюваності, та до IV класу (погана) за вмістом фосфатів. Норми рибогосподарських ГДК не перевищені, проте на ділянках відчувається вплив антропогенного фактору, про що свідчить динаміка вмісту фосфатів. Оцінка токсикологічної ситуації нижньої частини водосховища дозволяє стверджувати, що вода в ній за показниками марганцю і заліза відноситься до I класу, 1-ї категорії якості і характеризується як відмінна (дуже чиста), а кадмію – до IV класу, 6-ї категорії – погана (брудна). Якість води Самарської затоки за рівнем вмісту марганцю і заліза відноситься до II класу 2-ї категорії – добра і чиста, за вмістом кадмію – до V класу 7-ї категорії і характеризується як дуже погана, дуже брудна. За вмістом цинку вода обох ділянок водосховища відноситься до I класу якості, 1-ї категорії і характеризується як відмінна (дуже чиста), за вмістом міді – до III класу, 4-ї категорії – задовільна, мало забруднена, а за вмістом свинцю – до IV класу, 6-ї категорії – погана (брудна).

Таким чином, екологічна якість води у двох рибпромислових ділянках Дніпровського водосховища за основними гідрохімічними показниками

характеризувалася, в більшості випадків, як добра або задовільна, належала до II–III класу, 3 та 4 категорії і відповідала рибогосподарським вимогам. За більшістю специфічних показників токсичної дії вода досліджуваних ділянок відповідає I–III класу якості (дуже чиста – мало забруднена), а за вмістом свинцю, кадмію та нафтопродуктів – до IV і V класу якості (брудна і дуже брудна).

3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Матеріали досліджень

З метою проведення досліджень нами були відібрані вибірки найпоширеніших видів вищої водної рослинності: рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatus*), рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*), кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum*), елодея канадська (*Elodea canadensis*), очерет звичайний (*Phragmites communis* Trin.) [7].

Рдесник пронизанолистий має довге кореневище (до 17 м), від якого відходить стебла (до 2 м завдовжки). На них почергово розташовані яйцеподібні листки без черешків. Під час цвітіння над поверхнею води виглядає жовтувато-зелене колосоподібне суцвіття. Даний вид відрізняється широкими можливостями пристосування до умов існування та здатен розвиватися при незначному антропогенному евтрофуванні водойми. В умовах інтенсивного привнесення органіки – зникає.

Рдесник гребінчастий – єдиний представник дрібнолистих рдесників. У разі відсутності інших видів рдесників, можна розглядати як індикатор значного забруднення водойми. Вид є індикатором процесів антропогенного забруднення водойм, зокрема стічними водами.

Рдесник кучерявий отримав свою назву завдяки витягнутим, широколінійним, хвилястим листкам. Є індикатором евтрофних водойм. Масовий ріст спостерігається на початку літа.

Елодея канадська трапляється у найрізноманітніших прісних водоймах, має розгалужене стебло, на якому кільцями розміщені невеликі довгасті листки. Рослина розростається надзвичайно швидко. Її можна розглядати як індикатор незначного антропогенного забруднення.

Водопериця колосиста - багаторічна рослина. Має довгі стебла (1,5 – 2 м), на яких розташоване сильно розітнуте перисте листя. Квітки уруті дрібні, рожеві. Вони зібрані в колосовидне суцвіття, що підіймається над водою. Нижні квітки жіночі, маточкові, а верхні квітки в суцвітті чоловічі, тичинкові. Цвітіння триває протягом липня та серпня.

Кушир темно-зелений - багаторічна водна рослина, яка має добре виражене стебло, що підіймається з води. Характерною особливістю даної рослини є слабкий розвиток провідникової системи; поглинення мінеральних речовин здійснюється усією поверхнею рослини. Листя сидяче, дихотомічно розсічене два, три чи більше разів. Листя та інші частинки кушира покриті волосинками, квітки дрібні (довжиною біля 2мм). Запилення відбувається під водою. Відноситься до занурених у водну товщу неукорінених макрофітів.

Очерет звичайний упізнається завдяки своїм сизувато-зеленим листкам та фіолетовим суцвіттям-волотям, які розпушуються наприкінці літа. Очерет росте зазвичай на глибині 0,2 – 1,5 м (іноді до 3 м). Трапляється і далеко від водойм, у місцях з високим рівнем ґрунтових вод, в південних районах може досягати 5 м. Рослина здатна витримувати значні коливання рівнів води, добре переносить надмірне засолення. В умовах значного антропогенного евтрофування водойми, продуктивність заростей очерету може значно зростати. Зниження продуктивності заростей та зменшення їх висоти є свідченням посилення процесів засолення або зниження рівня ґрунтових вод.

Рогіз вузьколистий - велика багаторічна рослина заввишки 2 – 2,5 м (іноді до 4 м), на міцному стеблі розташовані стрічкоподібні листки. Усю рослину пронизує система повітряних каналів. Наприкінці літа досягають плоди – дрібні горішки з білою пушинкою-парашутиком. Рогіз здатен витримувати широкий спектр умов зростання. Проте він більш вимогливий до обводнення ґрунту і не переносить тривалого осушення. Його зарості поступово деградують і повністю зникають на 3, 4 -ий рік після осушення

водойми. Свідченням замулення та заболочення водойми є розростання угруповань рогозів. Рогоз вузьколистий та очерет звичайний відносяться до повітряно-водних рослин [2].

3.2. Збір, обробка та підготовка проб до радіобіологічних досліджень

Проби рослинності відбирали за методами трикутника, конверта. Пакували проби у поліетиленові пакети, на які наклеювали етикетки з вказаними датою, номером проби, вид рослини за систематикою, сиру вагу, місце відбору, площу відбору. На пробу відбирали 2-3 кг біомаси рослинності (суха вага). Відібрані проби висушували при температурі 105°C до повітряно-сухої ваги, а потім спопеляли при температурі 450°C до отримання білої золи. Після чого визначали коефіцієнт усушки [9].

3.3. Методика визначення радіонуклідів у пробах

В підготовлених пробах в сертифікованій лабораторії СЕС визначали вміст радіонуклідів методом селективного виділення радіонуклідів на основі вимірювання випромінювання за допомогою сцинтиляційного спектрометри гамма-випромінювання Сег-001 «АКП-С» та спектрометри бета-випромінювання СЕБ-01.150 та обробки спектрів пакетом програмного забезпечення АК-1. Діапазон вимірювання бета спектрометром охоплює від 0.1 Бк до 10^{-4} Бк. Це дозволяє забезпечити контроль штучних радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища згідно з нормативними документами ДР – 2006 та НРБУ – 97. [30;31]

Сцинтиляційні спектрометри бета-випромінювання СЕБ-01-150 та гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» (Україна) призначені для вимірювання активності бета- та гамма-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.

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.

Використання методів концентрування радіонуклідів істотно підвищує чутливість вимірювань.

Коефіцієнт усушки визначали за формулою (3.1):

$$X = \frac{C - A}{B - A} * 100\%, \quad (3.1)$$

де, X – суха речовина, %;

A – маса чашки Петрі, г;

B – маса чашки Петрі з наважкою до сушки, г;

C – маса чашки Петрі з наважкою після сушки, г.

Сухі проби рослинності з метою концентрування радіонуклідів озолювали. Залишок, отриманий після спалювання та прокалювання органічних речовин, називається золою. Зола представляє собою сумарний вміст мінеральних речовин (макро- і мікроелементів). Для визначення вмісту золи в пробах біотичного матеріалу необхідно зважити порцелянові тиглі на аналітичних вагах і записати масу; зважити наважку сухої речовини (0,5 г). Тиглі ставлять до муфельної печі для спалювання при $t = 500-700^\circ\text{C}$. Після озолювання наважки тиглі охолоджують в ексикаторі та зважують. Вміст зольних елементів визначається за формулою (3.2):

$$Z = \frac{T-t}{m} * X, \quad (3.2)$$

де, Z – вміст золи, %;

T – маса тигля з золюю, г;

t – маса порожнього тигля, г;

m – наважка сухої тканини;

X – суха речовина, %.

Концентрацію радіонуклідів розраховували за формулою (3.3):

$$C = \frac{K * j * v}{P},$$

(3.3)

де, C – концентрація радіонуклідів у пробі, Бк/кг;

j – концентрація радіонукліду в концентрованій пробі, Бк/кг;

v – об'єм розведеної проби, мл;

P – вага золи (або сухої тканини), г;

K – коефіцієнт озолування (усушки), г золи/г сухої ваги.

Активність радіонуклідів виражена в Бк/кг природної сирової ваги.

Для характеристики перетворень і міграції радіонуклідів у водних екосистемах у радіоекології прийнято застосовувати коефіцієнти накопичення. Ці коефіцієнти демонструють, у скільки разів більшою (чи меншою) може бути активність певного радіонукліда в елементах екосистеми порівняно з навколишнім середовищем. Властивість водної рослинності акумулювати радіонукліди визначали в одиницях коефіцієнта накопичення (коефіцієнта концентрування).

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів в рослинах (K_n) визначали за формулою (3.4):

$$K_n = \frac{C_1}{C_{2(\text{води})}}, \quad (3.4)$$

де, C_1 – концентрація радіонуклідів у пробі, Бк/кг;

$C_{2(\text{води})}$ – концентрація радіонуклідів у воді, Бк/кг.

4. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

4.1. Вміст і розподіл штучних радіонуклідів у рослинах Дніпровського водосховища

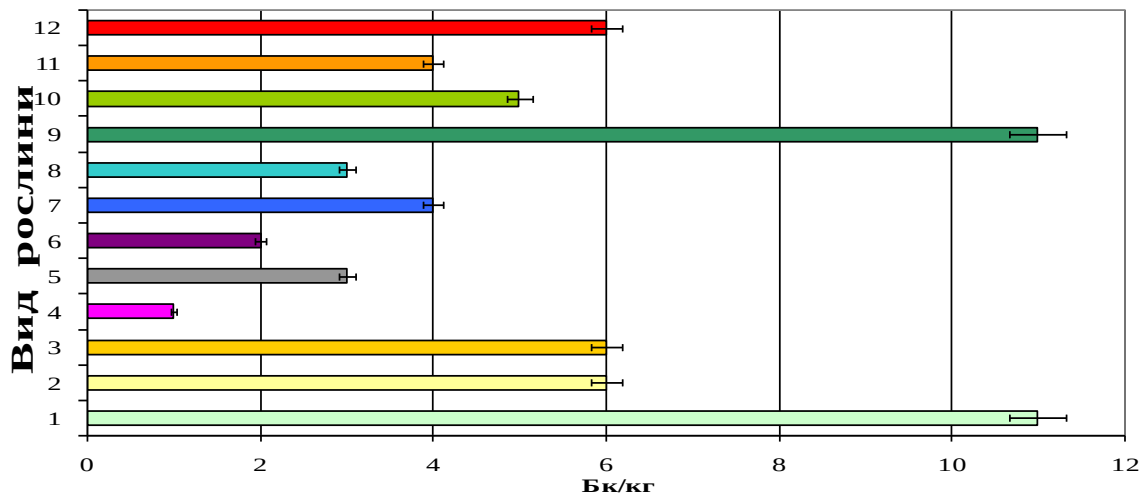
Вищі водні рослини у складі трофічного ланцюга гідробіоценозу виступають як один з головних компонентів автотрофного блоку, забезпечуючи трансформацію потоку мінеральних компонентів та енергії у первісну органічну речовину. Макрофіти впливають на фізико-хімічні параметри гідроекосистеми. Вони визначають динаміку заростання акваторії, збагачують кількісний та якісний склад гетеротрофного блоку, створюють сприятливі умови для відтворення літофільної іхтіофауни. Макрофіти відіграють особливу роль у процесі самоочищення гідроекосистеми, забезпечуючи виконання низки функцій, завдяки яким здійснюється вилучення значної кількості біогенних елементів та акумуляція забруднюючих речовин, що сприяє формуванню якісних показників води.

Було визначено вміст радіонуклідів штучного походження – ^{90}Sr та ^{137}Cs у збірках найпоширеніших видів зануреної та повітряно-водної рослинності.

Вміст ^{90}Sr у рослинах коливався від 4 до 11 Бк/кг (рисунок 4.1).

Водні рослини за здатністю накопичувати ^{90}Sr можливо розташувати в наступній вибуваючій послідовності:

- ^{90}Sr (навпроти с. Військове) - рдесник пронизанолистий > водопериця колосиста, рдесник гребінчастий > рдесник кучерявий > елодея канадська > кушир темно-зелений;
- ^{90}Sr (Самарська затока) - рдесник гребінчастий > елодея канадська > кушир темно-зелений > рдесник пронизанолистий, рдесник кучерявий > водопериця колосиста.



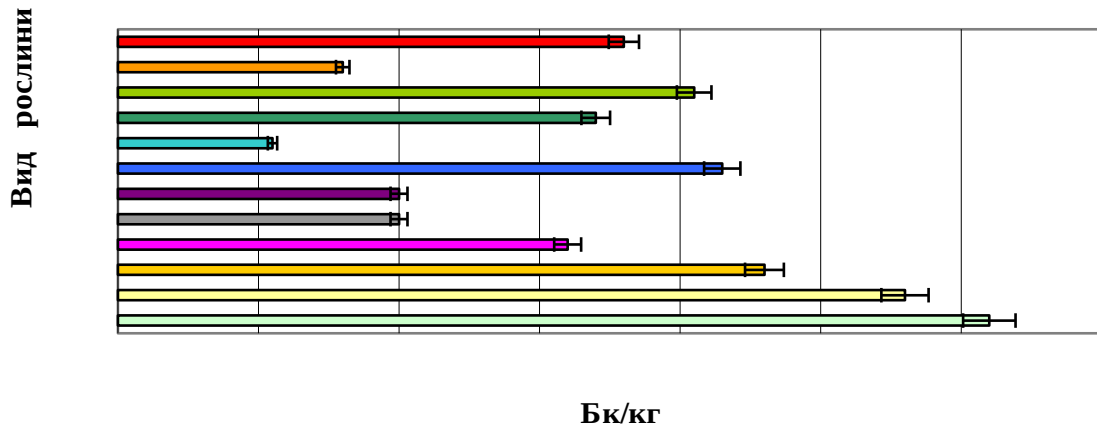
1 – рдесник пронизанолистий (с.Військове), 2 – водопериця колосиста (с.Військове), 3 – рдесник гребінчастий (с.Військове), 4 – кушир темно-зелений (с.Військове), 5 – рдесник кучерявий (с.Військове), 6 – елодея канадська (с.Військове), 7 – рдесник кучерявий (р. Самара), 8 – водопериця колосиста (р. Самара), 9 – рдесник гребінчастий (р. Самара), 10 – кушир темно-зелений (р. Самара), 11 – рдесник пронизанолистий (р. Самара), 12 – елодея канадська (р. Самара).

Рисунок 4.1 - Середній вміст ^{90}Sr у зануреній водній рослинності Дніпровського водосховища, Бк/кг

Накопичують найбільше ^{90}Sr водопериця колосиста та рдесники (пронизанолистий та гребінчастий).

Вміст ^{137}Cs в занурених водних рослинах визначали від 11 до 62 Бк/кг (рисунок 4.2). За накопичувальною здатністю рослини розташовуються наступним чином:

- ^{137}Cs (навпроти с. Військове) - рдесник пронизанолистий > водопериця колосиста > рдесник гребінчастий > кушир темно-зелений > рдесник кучерявий, елодея канадська;
- ^{137}Cs (Самарська затока) - рдесник кучерявий > кушир темно-зелений > елодея канадська > рдесник гребінчастий > рдесник пронизанолистий > водопериця колосиста.



1 – рдесник пронизанолистий (с.Військове), 2 – водопериця колосиста (с.Військове), 3 – рдесник гребінчастий (с.Військове), 4 – кушир темно-зелений (с.Військове), 5 – рдесник кучерявий (с.Військове), 6 – елодея канадська (с.Військове), 7 – рдесник кучерявий (р. Самара), 8 – водопериця колосиста (р. Самара), 9 – рдесник гребінчастий (р. Самара), 10 – кушир темно-зелений (р. Самара), 11 – рдесник пронизанолистий (р. Самара), 12 – елодея канадська (р. Самара).

Рисунок 4.2 - Середній вміст ^{137}Cs у зануреній водній рослинності Дніпровського водосховища, Бк/кг

Вміст ^{137}Cs з обох ділянок відбору менший в рогозу вузьколистого, а в очерета звичайного - більший. Радіонукліди ^{90}Sr з обох ділянок містились в рослинах приблизно на одному рівні (рисунок 4.3).

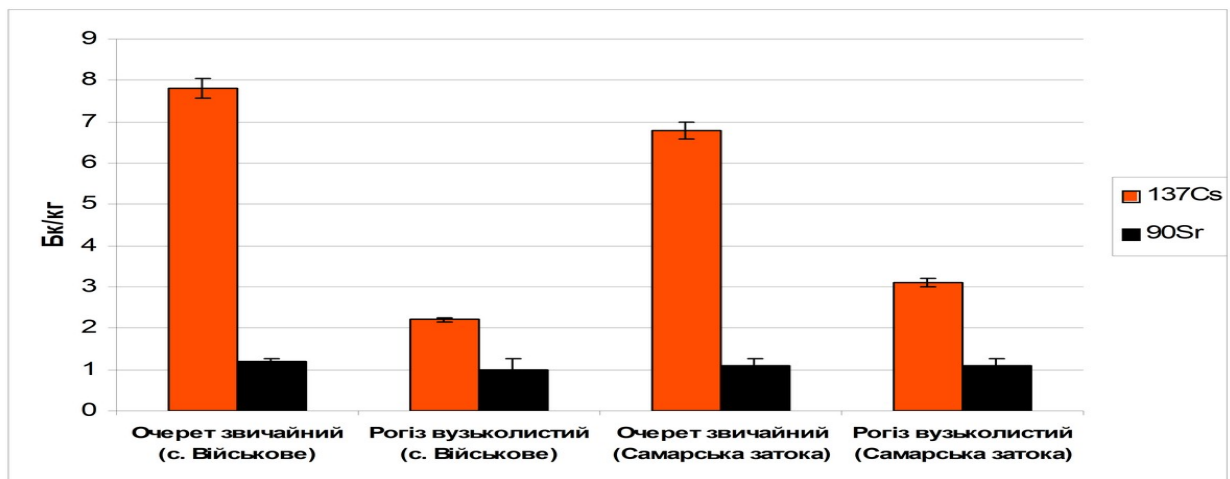


Рисунок 4.3 - Середній вміст штучних радіонуклідів у повітряно-водних рослинах, Бк/кг

Отримані результати свідчать про те, що вміст штучних радіонуклідів є меншим за встановлені норми (норми вмісту радіонуклідів в сирих рослинах – ^{137}Cs – 200 Бк/кг, ^{90}Sr – 50 Бк/кг; в висушених рослинах – 600 та 150 Бк/кг відповідно).

З обох ділянок відбору було виявлено рівномірний розподіл штучних радіонуклідів у водних рослинах. Вміст радіонуклідів залежить від кількості їх макроаналогів. Так, на вміст ^{137}Cs впливає вміст Са, а на вміст ^{90}Sr – К.

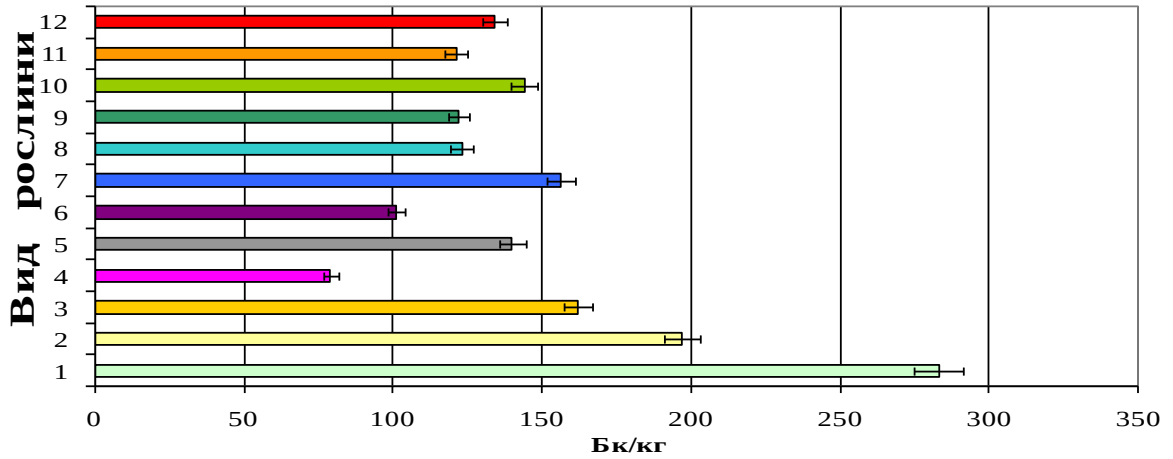
Занурені рослини поглинають радіонукліди в значно більшій кількості ніж повітряно-водні. Занурені рослини повністю залежать від умісту радіонуклідів у водному середовищі.

4.2. Вміст і розподіл природних радіонуклідів у рослинах Дніпровського водосховища

В пробах визначали вміст природних техногенно-посилених радіонуклідів - ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K .

У водних рослинах визначили вміст ^{226}Ra , що становив від 79 до 283 Бк/кг (рисунок 4.4). За видовою специфікою накопичення радіонуклідів радію-226 водні рослини розташовуються наступним чином:

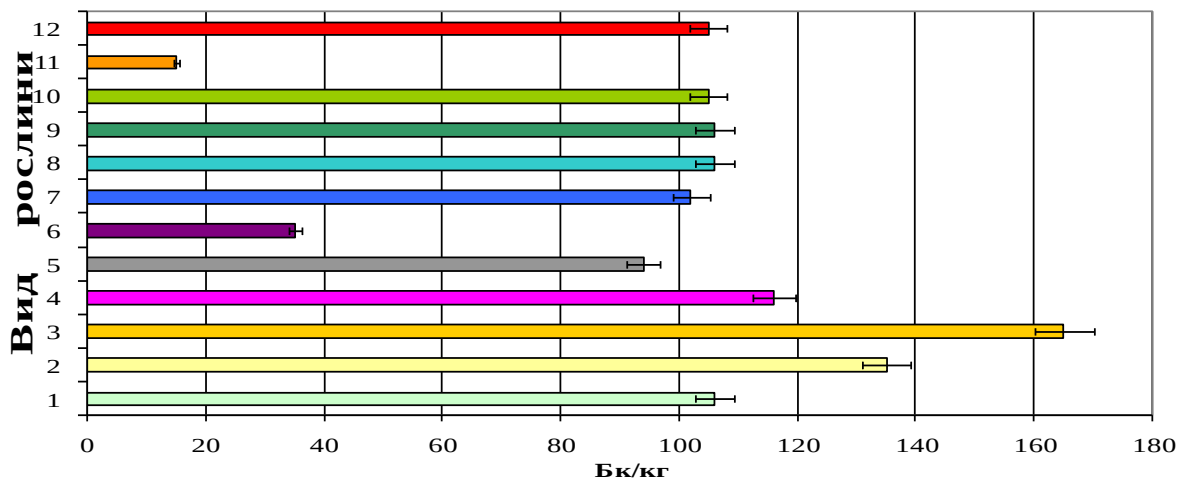
- ^{226}Ra (навпроти с. Військове) - рдесник пронизанолистий > водопериця колосиста > рдесник гребінчастий > рдесник кучерявий > елодея канадська > кушир темно-зелений;
- ^{226}Ra (Самарська затока) - рдесник кучерявий > кушир темно-зелений > елодея канадська > водопериця колосиста > рдесник гребінчастий > рдесник пронизанолистий.



1 – рдесник пронизанолистий (с.Військове), 2 – водопериця колосиста (с.Військове), 3 – рдесник гребінчастий (с.Військове), 4 – кушир темно-зелений (с.Військове), 5 – рдесник кучерявий (с.Військове), 6 – елодея канадська (с.Військове), 7 – рдесник кучерявий (р. Самара), 8 – водопериця колосиста (р. Самара), 9 – рдесник гребінчастий (р. Самара), 10 – кушир темно-зелений (р. Самара), 11 – рдесник пронизанолистий (р. Самара), 12 – елодея канадська (р. Самара).

Рисунок 4.4. Середній вміст ^{226}Ra у зануреній водній рослинності Дніпровського водосховища, Бк/кг

Радіонукліди ^{232}Th рослини містили від 15 до 165 Бк/кг (рисунок 4.5).



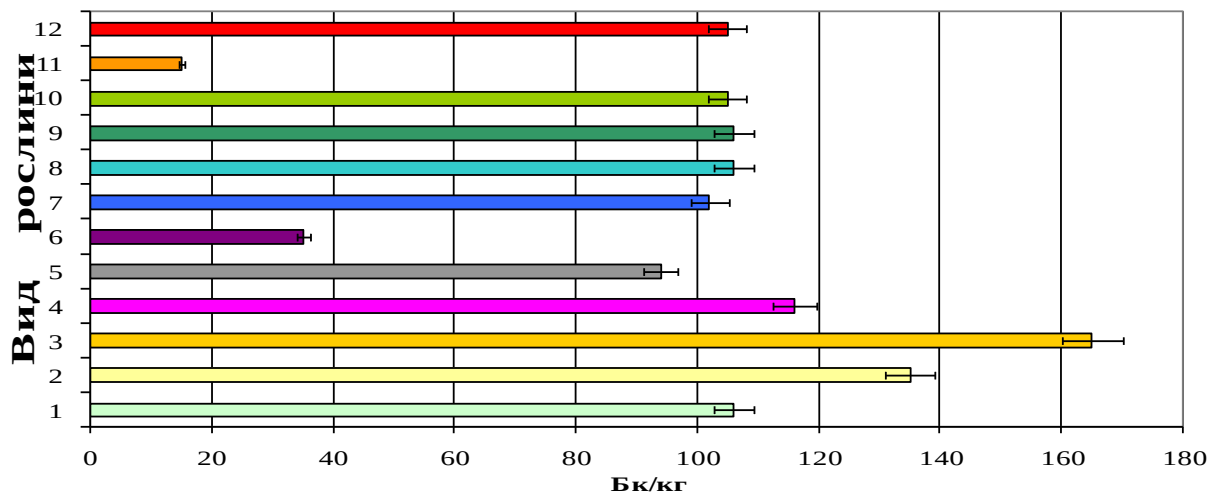
1 – рдесник пронизанолистий (с.Військове), 2 – водопериця колосиста (с.Військове), 3 – рдесник гребінчастий (с.Військове), 4 – кушир темно-зелений (с.Військове), 5 – рдесник кучерявий (с.Військове), 6 – елодея канадська (с.Військове), 7 – рдесник кучерявий (р. Самара), 8 – водопериця колосиста (р. Самара), 9 – рдесник гребінчастий (р. Самара), 10 – кушир темно-зелений (р. Самара), 11 – рдесник пронизанолистий (р. Самара), 12 – елодея канадська (р. Самара).

Рисунок 4.5 - Середній вміст ^{232}Th у зануреній водній рослинності Дніпровського водосховища, Бк/кг

- ^{232}Th (навпроти с. Військове) - рдесник гребінчастий > водопериця колосиста > кушир темно-зелений > рдесник пронизанолистий > рдесник кучерявий > елодея канадська;
- ^{232}Th (Самарська затока) - водопериця колосиста > рдесник гребінчастий > кушир темно-зелений > елодея канадська > рдесник кучерявий > рдесник пронизанолистий.

Радіонукліди ^{40}K містяться в рослинах від 100 до 850 Бк/кг.

- ^{40}K (навпроти с. Військове) - рдесник гребінчастий > елодея канадська > рдесник кучерявий > кушир темно-зелений > водопериця колосиста > рдесник пронизанолистий;
- ^{40}K (Самарська затока) - водопериця колосиста > рдесник гребінчастий > рдесник кучерявий > кушир темно-зелений > елодея канадська > рдесник пронизанолистий.



1 – рдесник пронизанолистий (с.Військове), 2 – водопериця колосиста (с.Військове), 3 – рдесник гребінчастий (с.Військове), 4 – кушир темно-зелений (с.Військове), 5 – рдесник кучерявий (с.Військове), 6 – елодея канадська (с.Військове), 7 – рдесник кучерявий (р. Самара), 8 – водопериця колосиста (р. Самара), 9 – рдесник гребінчастий (р. Самара), 10 – кушир темно-зелений (р. Самара), 11 – рдесник пронизанолистий (р. Самара), 12 – елодея канадська (р. Самара).

Рисунок 4.6 - Середній вміст ^{40}K у зануреній водній рослинності Дніпровського водосховища, Бк/кг

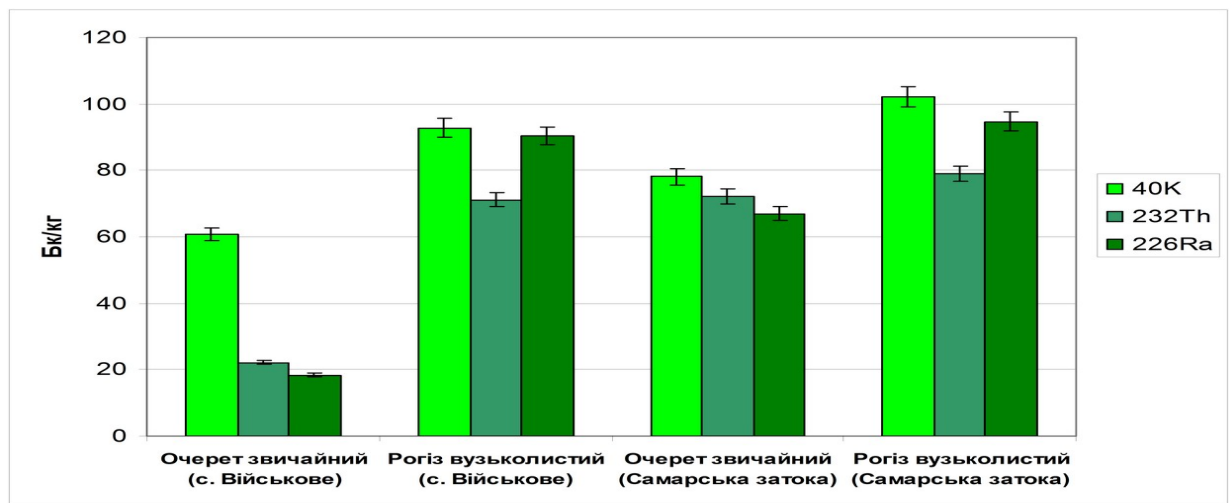


Рисунок 4.7 - Середній вміст природних радіонуклідів у вищих повітряно-водних рослинах Дніпровського водосховища, Бк/кг

Повітряно-водні рослини містять природні радіонукліди на рівнях: ^{40}K – від 61 до 102 Бк/кг, ^{232}Th – від 20 до 79 Бк/кг; ^{226}Ra – від 19 до 88 Бк/кг.

Високий вміст радіонуклідів природного походження свідчить про можливе надходження їх з верхньої частини водосховища.

4.3. Особливості радіонуклідного забруднення вищої водної рослинності Дніпровського водосховища

Придніпровський регіон України характеризується підвищеним радіаційним рівнем внаслідок сукупності факторів: забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, природних особливостей, впливу об'єктів добування та переробки уранової сировини. Поверхневі води та територія регіону забруднені штучними та природними радіонуклідами.

Створення Дніпровського водосховища призвело до корінного перетворення гідрохімічного, гідрологічного режиму водосховища, а також до зміни якості води. Водосховища - складна екологічна система, що накопичує та перерозподіляє стік річок. Вода водосховищ акумулює

речовини, які потрапили з водозбірної площі, має інший за річковий хімічний склад, а її якість визначається комплексом умов та факторів.

Різке підвищення концентрації радіонуклідів у воді може бути результатом одноразового викиду їх у водоймище. В замкнених водоймах через короткий час відбувається зниження їх концентрації за рахунок поглинення та фіксації донними відкладеннями.

Важливу роль в міграції ^{90}Sr відіграє вода, змиваючи його з поверхні землі в водойми. Стронцій-90, рухаючись по трофічному ланцюгу, включається в рибу та потрапляє до організму людини. В Дніпровських водосховищах екологічна якість води за вмістом ^{90}Sr стабільна, оскільки він слабо поглинається донними відкладеннями, та вода відноситься до «слабо забрудненої». Розчинений у воді ^{137}Cs інтенсивніше поглинається донними відкладеннями та гідробіонтами, тому відбувається самоочищення води від радіонуклідів цезію вниз по каскаду.

Для встановлення акумуляційної здатності водних рослин було визначено коефіцієнти накопичення радіонуклідів у рослинах відносно води.

За даними лабораторії НДІ біології ім. О.Гончара середній вміст радіонуклідів у воді Дніпровського водосховища протягом 2011-2013 рр. становив: напроти с. Військове - ^{90}Sr – 0,07 Бк/л, ^{137}Cs – 0,04 Бк/л, ^{226}Ra – 1,05 Бк/л, ^{232}Th – 0,47 Бк/л, ^{40}K – 4,89 Бк/л; у Самарській затоці - ^{90}Sr – 0,06 Бк/л, ^{137}Cs – 0,05 Бк/л, ^{226}Ra – 1,03 Бк/л, ^{232}Th – 0,44 Бк/л, ^{40}K – 5,19 Бк/л.

Встановлено, що найменші коефіцієнти накопичення ^{90}Sr мають очерет звичайний та рогіз вузьколистий, найбільші – рдесник пронизанолистий, водопериця колосиста та рдесник гребінчастий; найменші КН ^{137}Cs – рогіз вузьколистий, найбільші КН ^{137}Cs – рдесник пронизанолистий; найменші ^{226}Ra – очерет звичайний, найбільші КН ^{226}Ra – рдесник пронизанолистий; найменші КН ^{232}Th – рдесник пронизанолистий, найбільші КН ^{232}Th – рдесник гребінчастий; найменші КН ^{40}K – рдесник пронизанолистий, найбільші КН ^{40}K – елодея канадська.

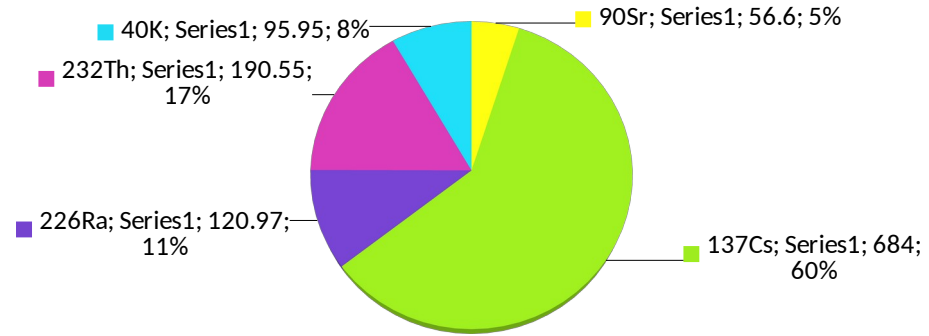


Рисунок 4.8 - Середні показники коефіцієнтів накопичення радіонуклідів водною рослинністю

За середніми показниками коефіцієнтів накопичення було встановлено, що водні рослини мають найбільшу здатність до накопичення радіонуклідів цезію-137, найменше – стронцію - 90.

Середні показники вмісту радіонуклідів у рослинах складають для стронцію-90 - 4,15; цезію-137 – 27,3; радію-226 - 125,94; торію-232 – 89; калію-40 – 434.

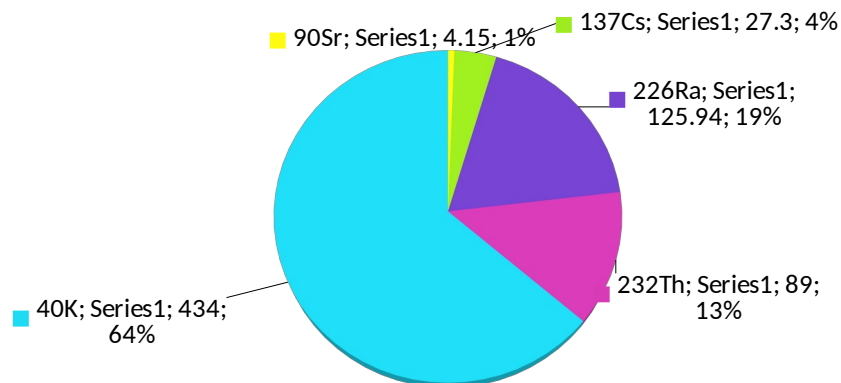


Рисунок 4.9 - Вміст радіонуклідів у водних рослинах (усереднені дані)

Водні рослини мають здатність накопичувати радіонукліди відповідно до механізму трансмембранного переносу речовин – ті речовини, які містяться у середовищі в найбільшій кількості накопичуються рослинами у меншій мірі.

4.4. Водні рослини – індикатори радіонуклідного забруднення Дніпровського водосховища

Біоіндикація – метод оцінки якості води та екологічного стану водойми за складом видів-індикаторів або структурними показниками угруповань. Іншими словами, біоіндикація – це спосіб оцінки антропогенного навантаження за реакцією на нього живих організмів та їхніх угруповань. Даний підхід базується на постулаті, що всі живі та неживі компоненти екосистеми взаємопов'язані між собою, а отже, екологічний стан водойми, забруднення та погіршення якості води в ній позначаються на організмах, які тут мешкають.

Біоіндикатори – це організми, групи особин одного виду або угруповання, наявність та інтенсивність розвитку яких є показником певних природних процесів або умов зовнішнього середовища (у тому числі й антропогенного впливу). Будь-який чинник середовища, якщо він виходить за межі «зони комфорту» для біоіндикаторів є стресовим. Види-біоіндикатори реагують на зміну комплексу чинників навколишнього середовища своєю наявністю або відсутністю, хімічним складом, особливостями індивідуального розвитку. Таким чином, біоіндикатори свідчать про ту чи іншу якість життя у даному середовищі.

Водні макрофіти - це збірна група, яка поєднує великі рослини (видимі неозброєним оком), що належать до різних систематичних груп, та існування яких тісно пов'язане з водою.

Особливості водних макрофітів – слабо розвинені стебла, слабо розвинені механічні тканини, стебла та листки більшості рослин м'які та гнучкі. Для утримання на поверхні в рослин є численні повітряні порожнини та канали. Більшість макрофітів отримують поживні речовини, кисень, вуглекислоту безпосередньо поверхнею листа.

залежать від умов середовища. Мають змогу поглинати радіонукліди усією своєю поверхнею з води та своїм корінням – з донних відкладень.

Отримані дані вмісту радіонуклідів у рослинах свідчать про вплив хронічних джерел радіонуклідного забруднення. Отримані показники є нижчими за встановлені норми, що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну та не виключає загрози радіонуклідного забруднення у майбутньому.

5. ОХОРОНА ПРАЦІ

5.1 Організація охорони праці на підприємстві

Охорона праці – система правових, організаційно-технічних, соціально-економічних, лікувально-профілактичних і санітарно-гігієнічних засобів та заходів, які спрямовані на забезпечення життя, здоров'я та працездатності людини у процесі її трудової діяльності. [39]

Державна політика в галузі з охорони праці спрямована на створення належних, безпечних умов праці, запобігання настанню нещасних випадків і визначається згідно до Конституції України Верховною Радою України.

В галузі охорони праці державна політика базується на принципах:

- здоров'я та життя працівників є пріоритетним, за створення безпечних і здорових умов праці відповідає роботодавець;
- встановлення для всіх працівників та суб'єктів підприємницької діяльності єдиних вимог з охорони праці незалежно від видів діяльності та форм власності;
- соціального захисту працівників, у разі настання нещасних випадків на виробництві та професійних захворювань, повного відшкодування шкоди;
- з урахуванням здоров'я та психологічного стану працівника, адаптація трудових процесів до його можливостей;
- проведення навчання, підвищення кваліфікації працівників з охорони праці [43, 44, 45].

Оскільки проби рослинності відбираються на відкритій місцевості (у Дніпровському водосховищі) та досліджуються у лабораторії, потрібно дотримуватися певних правил з охорони праці.

5.2 Шкідливі та небезпечні виробничі фактори

Умови праці – фактори трудового процесу та виробничого середовища, які впливають на працездатність людини і на її здоров'я у процесі трудової діяльності.

Шкідливий виробничий фактор – чинник виробничого середовища та трудового процесу, вплив якого на організм людини може стати причиною зниження працездатності та погіршення здоров'я до появи професійного захворювання за умови недотримання гігієнічних нормативів.

До шкідливих виробничих факторів відносять: фізичний фактор, до якого належать барометричний тиск, мікроклімат, іонізуючі випромінювання, неіонізуючі випромінювання, іонізація повітря, вібрації (локальна, загальна), ультразвук, інфразвук, виробничий шум, освітлення; хімічний фактор; біологічний фактор; фактор трудового процесу (важкість праці, напруженість праці).

Важкість праці – трудовий процес, що характеризується рівнем енергозатрат, переважне навантаження на опорно-руховий апарат, дихальну, серцево-судинну та інші системи.

За важкістю робота поділяється на категорії: легку, середньої важкості, важку, дуже важку.

Напруженість праці – трудовий процес, що характеризується навантаженням на органи чуттів, центральну нервову систему, емоційну сферу працівника.

Небезпечний виробничий фактор – чинник виробничого середовища та трудового процесу, вплив якого на організм людини за певних умов призводить до травми чи іншого раптового погіршення здоров'я [46].

При відборі проб рослинності з Дніпровського водосховища, яке знаходиться у степовій зоні, небезпечним виробничим фактором є несприятливі погодні умови, укуси кліщів та змії.

При дослідженні відібраних з Дніпровського водосховища проб рослинності у сертифікованій лабораторії СЕС, є небезпека потрапляння в дихальні шляхи парів хімічних речовин, отримання опіків шкіри чи слизової оболонки при роботі з реактивами.

5.3 Організаційні та технічні заходи захисту працівників від дії шкідливих та небезпечних факторів

Організаційні заходи – комплекс заходів, які спрямовані на забезпечення на робочому місці безпеки працівників.

До організаційних заходів з охорони праці відносять:

- робота щодо професійного відбору;
- своєчасне проведення навчання з охорони праці та перевірка знань;
- проведення інструктажів з пожежної безпеки, виробничої санітарії та охорони праці;
- контроль за дотриманням вимог інструкцій працівниками;
- проведення медоглядів працівників.

Інструктажі з охорони праці в залежності від часу та характеру проведення поділяють на:

- вступний;
- первинний;
- повторний;
- позаплановий;
- цільовий.

Повторний інструктаж проводиться 1 раз на 6 місяців, окрім робіт з підвищеною небезпекою (1раз на 3 місяці).

Медичний огляд працівників проводиться попередньо під час приймання на роботу та періодично протягом трудової діяльності. Медогляд осіб віком до 21 є обов'язковим та проводиться раз на рік [48].

Технічні заходи – це заходи, які забезпечують нешкідливі й безпечні умови праці, та пов'язані з провадженням нового обладнання, механізації та автоматизації виробничих процесів, а також використання колективних та індивідуальних засобів захисту працівників.

Приміщення лабораторії, де проводяться дослідження, обладнується загальною обмінною примусовою вентиляцією. Також повинен бути вогнегасник та план евакуації на випадок пожежі. Працюючи з радіоактивними речовинами, працівники лабораторії забезпечуються засобами індивідуального захисту [47].

Норми і порядок видачі спецодягу, спецвзуття та ЗІЗ для працівників лабораторії зведено в таблицю 5.1

Таблиця 5.1 - Норми і порядок видачі спецодягу, спецвзуття та ЗІЗ

№ п/п	Найменування спецодягу, спецвзуття та засобів індивідуального захисту	Позначення захисних властивостей	Строк носіння, місяців
1	Технік-лаборант (хімічні та фізичні дослідження) 3111		
	Рукавички	РзВнМи	До зносу
	Окуляри захисні закриті		До зносу
	Респіратор газопилозахисний	Рз	До зносу
	Під час роботи з відкритими джерелами іонізуючого випромінювання додатково:		
	Білизна натільна	ЗМи	6

	Напівкомбінезон	РзРи	Черговий
	Спецвзуття пластикатове	РзМиСм	Чергове
	Фартух з нагрудником	РзРи	Черговий
	Нарукавники	РзРи	Чергові
Підчас робіт з використанням розчинів кислот та лугів додатково:			
	Фартух з нагрудником	ЗВнК50Щ20	Черговий
	Напівчоботи	К50Щ20ВСм	Чергові
	Онучі	ЗМи	6
	Рукавички	К50Щ20Вн	2
	Нарукавники	К50Щ20Вн	Чергові
	Окуляри захисні закриті (кислотолугостійкі)		До зносу
	Респіратор протигазовий	Рз	До зносу
Технік-дозиметрист 3111			
2	Берет	РзЗ	3
	Білизна натільна	РзМиЗ	6
	Черевики	РзМиСмЗ	12
	Шкарпетки	РзМиЗ	1
	Чоботи	РзВМиСмМун15	12

Онучі	ЗМи	3
Рукавички	Ми	3
Рукавички	РзВнМи	До зносу
Рукавиці	МиМпВу	1
Спецвзуття пластикатове	РзМиСмЗ	Чергове
Фартух з нагрудником	Рз	Черговий
Плащ з капюшоном	Вн	Черговий
Нарукавники	РзРи	Чергові
Окуляри захисні закриті		До зносу
Респіратор газопилозахисний	Рз	До зносу
На зовнішніх роботах у зимку додатково:		
Куртка утеплена	ТнЗМиРз	36
Штани утеплені	ТнМиЗ	24
Чоботи утеплені	Тн20МиСмМун100	12
Рукавиці утеплені	ТнТхпМи	12
Халат	МиЗ	12
Шапка утеплена	ТнМиЗ	12

5.4 Правила безпечного виконання робіт при дослідженні проб

При дослідженні радіаційного стану водоймищ, роботі в лабораторії, варто дотримуватися вимог інструкції з охорони праці.

Перед початком роботи з хімічними речовинами в лабораторії, працівники повинні звільнити своє робоче місце від непотрібних для роботи предметів. Також необхідно перевірити справність обладнання, рубильників, наявність заземлення. Працівник, який проводить дослідження, повинен надіти фартух, рукавички та захисні окуляри і маску. За 30 хвилин до початку роботи з хімічними речовинами, необхідно ввімкнути витяжну вентиляцію.

Під час виконання робіт у витяжній шафі, виконавець має підняти стулки шафи на висоту не більше 20-30 см. так, щоб у шафі знаходились тільки руки. Спостерігати за ходом процесу тільки через скло шафи. При нагріванні рідини в пробірці, слід тримати її отвором від себе та інших співробітників. При упарюванні розчинів в стаканах, слід ретельно їх перемішувати, щоб уникнути викидання рідини. Виконавець роботи повинен розводити або змішувати хімічні речовини, що супроводжується виділенням тепла, у термостійкому посуді.

Після закінчення робіт, працівник лабораторії повинен вимкнути всі електроприлади, відключити електроенергію, газ та воду. Реактиви прибрати в спеціально обладнане, вентильоване, сухе місце.

Виконавцю дослідження заборонено набирати реактиви в піпетку ротом, замість використання гумової груши або інших пристроїв. Також заборонено: нахилитися над посудом, в якому кипить рідина; нагрівання посуду зі звичайного скла на відкритому вогні; нагрівання рідин у колбах або приладах, без сполучення з атмосферою. Працівнику лабораторії нагріту

посудину, поки вона не охолоне до температури навколишнього середовища, заборонено закривати пробкою [42].

5.5 Дії у разі настання надзвичайної ситуації

При заборі рослинності у степовій зоні з Дніпровського водосховища є небезпека укусу змій. Вони активні з квітня до жовтня. Найбільша ймовірність зустріти цих тварин під час шлюбного періоду, у квітні-травні. Частіше всього у степовій зоні зустрічаються полоз жовточеревий, гадюка степова. При настанні надзвичайної ситуації потрібно повідомити про подію безпосереднього керівника та викликати медиків.

На місці укусу змії видно дві ранки від зубів у вигляді невеликих точок. Поступово наростає біль та з'являється набряк. Загальна реакція на отруту, при її потраплянні у кров, може розвиватися одразу, або через деякий проміжок часу. Найчастіше через 15-20 хвилин. Зазвичай з'являється головний біль, запаморочення, блідість шкіри, нудота, інколи блювання, діарея, підвищене потовиділення, збільшення лімфатичних вузлів, млявість, пришвидшений пульс.

Влітку отрута змії менш токсична, ніж навесні. Небезпечність залежить від місця укусу. Чим ближче до голови, тим він небезпечніше. Тяжкі наслідки від укусу даних тварин бувають зрідка. У разі ненадання медичної допомоги, через хронічні захворювання та індивідуальну реакцію, можливі летальні випадки. Для осіб зі схильністю до алергічних реакцій, укуси змій особливо небезпечні.

З метою надання першої домедичної допомоги потрібно допомогти потерпілому зайняти зручне положення і при можливості, для уповільнення всмоктування отрути, опустити уражену частину тіла нижче рівня серця. Зняти з ураженої кінцівки одяг, взуття. На місце укусу покласти лід. Обмежити рух потерпілого. Часте пиття значно послаблює дію отрути.

Обробити місце укусу антисептиком. Дати випити постраждалому 1-2 таблетки ліків від алергії. Категорично не рекомендується накладання джгута чи припалювання місця укусу, або його надрізання. Вичавлювання краплин крові з рани є неефективним. Заборонено вживати алкоголь.

Щоб уберегтись від укусів змій, варто дотримуватися певних правил безпеки:

- не торкатися руками неперевірених об'єктів, а користуватися палицею;
- побачивши змію, не варто робити різких рухів;
- не намагатися зловити чи вбити змію;
- потрібно одягати високі черевики та довгі штани із щільної тканини, котрі заправлені у черевики [40; 41].

ВИСНОВКИ

1. Водні рослини містять ^{137}Cs в декілька разів більше ніж ^{90}Sr через більшу мобільність ^{90}Sr . Найбільше ^{90}Sr , ^{137}Cs накопичують водопериця колосиста та рдесники пронизанолистий та гребінчастий.

2. Природні радіонукліди накопичуються рослинами наступним чином: $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th}$. Найбільші накопичувальні здатності до радіонуклідів виявили: рдесник пронизанолистий (найбільше ^{226}Ra), рдесник гребінчастий (найбільше ^{232}Th та ^{40}K), водопериця колосиста (найбільше ^{232}Th та ^{40}K).

3. При дослідженні особливостей накопичення радіонуклідів було встановлено, що радіонукліди містяться в рослинах наступним чином: $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$.

4. При визначенні коефіцієнтів накопичення радіонуклідів у рослинах відносно води виявлена обернено пропорційна залежність між накопиченням радіонуклідів ^{40}K та ^{137}Cs . ^{40}K як макроаналог ^{137}Cs у водному середовищі здатен заміщувати даний радіонуклід та знижувати його вміст.

5. Видами-індикаторами радіонуклідного забруднення серед рослин можуть бути рдесник пронизанолистий, рдесник гребінчастий, водопериця колосиста.

6. Отримані дані вмісту радіонуклідів у рослинах свідчать про вплив хронічних джерел радіонуклідного забруднення. Визначені показники не перевищують встановлені норми, що дає змогу вважати радіоекологічну ситуацію у водоймі за задовільну.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Романенко В.Д., Гудков Д.І., Кузьменко М.І. Гідробіонти водойм Чорнобильської зони. // Світогляд, 2014, №2 (46)
2. Скиба В. В. Особливості накопичення радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr вищими водними рослинами в умовах радіоактивно забруднених водойм Лісостепу України // Агробіологія. 2013, №10.
3. Гудков Д.І. та ін. Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС // Вісн. НАН України. 2008. № 4. С. 44-55.
4. Білоконь Г.С., Дворецький А.І., Лаврова Т.В. Стан радіоактивного забруднення Дніпровського водосховища // Матеріали міжнародної науково-практичної конференції «Наука і освіта», Дніпропетровськ. - 2003. - С. 39-45.
5. Білоконь Г.С., Дворецький А.І., Крючкова А.І. Сучасний стан радіонуклідного забруднення водної рослинності Дніпровського водосховища // Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Екологічний шлях у майбутнє». м.Умань. 29-30 березня 2012 року. С.115-120.
6. Білоконь Г.С., Зайченко О.Ю., Федоненко О.В. Роль водної рослинності в процесах самоочищення водойм від радіонуклідного забруднення / Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. Запоріжжя. 2013. №1. С. 107–115.
7. Білоконь Г.С., Просяник Ю.І., Зайченко О.Ю. Роль занурених рослин Дніпровського водосховища в процесах самоочищення від радіонуклідного забруднення // Тези доповідей науково-практичної конференції «Радіоекологія-2013. Чорнобиль-Фукусіма. Наслідки». 25-27 квітня 2013 року. С. 174 – 176.
8. Пришляк С.П. Радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та роль гелофітів у міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах. // Дис.канд. біол. Наук. Київ, 2019.

9. Волкова О.М., Беляєв В.В. Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів // Ядерна фізика та енергетика. 2009. Т. 10. №1. С.80-85.
10. Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.В. та інші. Роль гідробіонтів у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах мілководних ділянок верхньої частини Київського водосховища // Тези ХІХ щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України. м. Київ. 24-27 січня 2012 р. С. 132-133.
11. Гандзюк М.П., Желібо Є.П., Халімовський М.О. Основи охорони праці / За ред. М.П.Гандзюка. Київ: Каравела. 2004. 408 с..
12. Гігієнічна класифікація праці за показниками шкідливості і небезпечності факторів виробничого середовища, важкості та напруженості трудового процесу // Охорона праці. 1998. №6. С. 50-55.
13. Гудков І.М. Радіаційна ситуація в Україні через 25 років після аварії на Чорнобильській АЕС // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. - Вінниця: ВНПУ. 2011 Т.2. С. 482-485.
14. Поварчук А. І. Оцінка впливу радіонуклідів на формування та перерозподіл доз опромінення гідробіонтів у водоймах Чорнобильської зони відчуження : кваліфікаційна робота : спец. 101 «Екологія» // Поліський нац. університет, каф. загальної екології ; наук. керівник Т. В. Пінкіна. Житомир, 2021. 43 с.
15. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D., Klenus V., Nazarov A. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity. 2014. Vol. 127. P. 176-181. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.03.013>.
16. Дворецький А.І., Кириленко А.С., Білоконь А.С. та інші. Сучасний гідроекологічний стан екосистеми Дніпровського водосховища // Наукові записки ТПУ. Т. 26. №3. 2005. С. 135-136.

17. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А., Алексєєва А.О. Радіоекологічна безпека прісноводних водоймищ – джерел живлення зрошувальних систем. // Екологічні науки. 2019. № 4(27).
18. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Затв. Наказом МОЗ від 03.05.2006 № 256.
19. Чорна В.І, Ананьєва Т.В. Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології. Практикум. Херсон: ОЛДІ-Плюс, 2021. 162 с.
20. Комісова Т. Є., Песняк Л. І., Губська О. П. Використання альгофлори донних відкладень у якості індикаторів радіаційного забруднення річок м. Луганська. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2013. № 1-2.
21. Карпова Г., Зуб Л., Мельничук В., Проців Г. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води. Бережани, 2010. 32 с.
22. Кічно В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології. Київ, 2010.
23. Кашпаров В.О., Кириченко В.К. Оцінка радіаційної безпеки придніпровського хімічного заводу // Теза доповіді XIX щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України, 24-27 січня 2012 р. Київ. С. 140-141.
24. Ананьєва Т. В., Чорна В. І. Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології: посібник. Дніпро: ЛІРА. 168 с.
25. Клименко Н.О., Прищєпа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: Підручник. Київ: «Академія». 2006. С.265-285.
26. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Волкова О.Г. та інші. Радіоекологічна ситуація в водоймах України // Наукові записки Тернопільського національного університету. Серія «Біологія». 2010. Т. 43. №2. С.301-303.

27. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Паньков І.В. Радіонукліди та їх екологічне значення у водоймах України // Наукові записки ТПУ. 2001. Т. 4. №5. С.19-21.
28. Кузьменко М.І., Полікарпов Г.Г. Розвиток і актуальні проблеми радіоекології природних і морських вод // Наукові записки ТПУ. 2005. Т.26. № 3 С.233-235.
29. Норми радіаційної безпеки України НРБУ – 97.
30. Основні санітарні правила роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань ОСП-72/87.
31. Перелік міждержавних стандартів (ГОСТ) станом на 01.01.2008 р. С.11-114.
32. Пилипенко Ю.В. Екологія малих водосховищ степу України // Херсон: Олди-плюс. 2007. 303 с.
33. Пришляк С.П., Волкова О.М., Беляєв В.В. Вплив внутрішньоводоймною динаміки водних мас на формування радіонуклідного забруднення вищих водних рослин Київського водосховища // Тези ХІХ щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України. Київ, 24-27 січня 2012 р. С.149-150.
34. Просяник Ю.І., Білоконь Г.С., Дворецький А.І. Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами Дніпровського водосховища // Дніпропетровськ. Екологічний інтелект, 24-25 квітня 2012. – С.155-156.
35. Просяник Ю.І., Білоконь Г.С., Дворецький А.І. Особливості розподілу радіонуклідів у системі: вода → водні рослини → рослиноїдні риби / Тези доповідей конференції «Вода: проблеми і вирішення». Дніпропетровськ. 2013. С. 35 – 36.
36. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2021 рік. Дніпро, 2022 рік. С.38-49.

37. Fishery and environmental situation assessment of water bodies in the Dnipropetrovsk region of Ukraine. Monograph / Fedonenko O., Yakovenko V., Ananieva T. et al .World Scientific News. 2017. Vol. 91 (1). P. 1–105.
38. Широка З.О., Кленус В.Г., Каглян О.Є. та інші. Біорізноманіття вищих водяних рослин Київського водосховища за умов дії радіонуклідів. Природничий альманах. 2010. С. 301 – 309.
39. Законодавство України про охорону праці (Збірник нормативних документів в 4 томах). Київ: Держнагляд охорони праці: Основа, 1995.
40. <https://www.phc.org.ua/news/otruyni-zmii-ukraini-scho-varto-znati-i-yak-uberegtisya>
41. <https://dsns.gov.ua/uk/abetka-bezpeki-1/nebezpeki-prirodnogo-xarakteru/pamyatka-naseleennyu-pri-ukusax-otruinix-plazuniv-bdzil-ta-os>
42. Александрова К.В, Швець В.Н, Дячков М.В, Васильєв Д.А. Особливості дотримання техніки безпеки при роботі в біохімічній та хімічній лабораторіях: навчальний посібник для студентів та викладачів вузів. Запоріжжя: ЗДМУ. 2017. – С. 16 – 18.
43. Закон України “Про загальнообов’язкове державне соціальне страхування” №1105-XIV в редакції від 25.07.2018.
44. Бірюк Л.І., Адамчик Н.І., Кудлай Є.Г. та ін. Конституція України: подарункове видання // Київ: ВАІТЕ, 2021. – С 25 – 64.
45. Порядок проведення розслідування та ведення обліку нещасних випадків, професійних захворювань і аварій на виробництві, затверджений 30.11.2011р.// Постановою КМУ №1232 в редакції від 16.05.2017.
46. Наказ Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічна класифікація праці за показниками шкідливості та небезпечності факторів виробничого середовища, важкості та напруженості трудового процесу» // Закону України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення».

47. Норми безоплатної видачі спеціального одягу, спеціального взуття та інших засобів індивідуального захисту працівникам, які зайняті на роботах з радіоактивними речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання // Наказ Міністерства енергетики та вугільної промисловості України.
48. Типове положення про навчання, інструктаж і перевірку знань працівників з питань охорони праці // Наказ Державного комітету України по нагляду за охороною праці.
49. Колесников О.В. Основи наукових досліджень. Навч. посіб. Київ : Центр учбової літератури, 2011. 144 с.
50. Екологічний паспорт Дніпропетровської області за 2021 рік // м.Дніпро 2022 рік – С. 4-6.