

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет(ННІ) _____ Захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 502.5:628.4.047:597.551.2

ПОГОДЖЕНО ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Декаан факультету (Директор ННІ) Завідувач кафедри

Захисту рослин, біотехнологій та екології Загальної екології, радіобіології та безпеки

(назва факультету) (назва кафедри)

Коломієць Ю.В.

(підпис) (ПІБ)

Клепко А.В.

(підпис) (ПІБ)

“ ” 2023р.

“ ” 2023р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: «Динаміка накопичення Sr-90 в кістках риб срібного карася

(*Carassius gibelio*)»

Спеціальність 101 «Екологія

(код і назва)

Освітня програма «Екологія та охорона навколишнього середовища

(назва)

Орієнтація освітньої програми Освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Гарант освітньої програми

доктор біологічних наук, професор

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Гайченко В.А.

(ПІБ)

Керівник освітньої кваліфікаційної роботи

кандидат біологічних наук

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Іллєнко В.В.

(ПІБ)

Виконала

(підпис)

Мудрак В.І.

(ПІБ)

КИЇВ - 2023

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ
Факультет (НН) Захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності

доктор біологічних наук, с.н.с. Клепко А.В.
(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (ПІБ)
20 року

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ

СТУДЕНТУ

Мудрак Валерій Ігорівич
(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність 101 екологія

(код і назва)

Освітня програма Екологія та охорона навколишнього середовища
(назва)

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

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: Динаміка накопичення Sr-90 в кістках
риб срібного карася (*Carassius gibelio*)

затверджена наказом ректора НУБіП України від " " 20 р. №

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2023.10.31

(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи опрацювання літератури,
проведення лабораторних робіт, вимірювання β -активності ^{90}Sr в зразках кісток риб після
відділення м'яса від кісток, проведення авторадіографічних робіт, обробка та обговорення
отриманих результатів.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. Опрацювати літературу за темою дослідження та визначити чинники впливу, що призводять до міграції Sr-90 в середовищі та накопичення в організмі риб.
2. Провести лабораторний експеримент з утримання риби у штучно забрудненому Sr-90 середовищі.
3. З'ясувати як змінюється активність Sr-90 в кістках із часом перебування риб в забрудненому середовищі.
4. Методом авторадіографії дослідити розподіл радіонукліду в кістках.

Перелік графічного матеріалу (за потреби)

Дата видачі завдання " 23 " листопада 2022 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Ілленко В.В.
(підпис) (прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

Мудрак В.І.
(підпис) (прізвище та ініціали студента)

НУБіП України

РЕФЕРАТ

НУБІП України

Кваліфікаційна магістерська робота: 64 с., 6 рис., 4 табл., 49 джерел.

Предмет дослідження: представник родини Коропових – карась сріблястий.

НУБІП України

Об'єкт дослідження: накопичення ^{90}Sr в кістках карася сріблястого.

Мета дослідження: дослідити динаміку накопичення ^{90}Sr в кістках карася сріблястого в умовах лабораторії, за допомогою авторадіографії.

Освоїти метод авторадіографії та ознайомитися з його перевагами під час цього дослідження

НУБІП України

Методи дослідження: за допомогою ЄР 35 НДТ авторадіографа ми змогли перенести на плівку результати експозиціонування кісток карася, які накопичували Стронцій-90 протягом часу експерименту.

НУБІП України

В першому розділі наведені основні теоретичні допущення, що стосуються надходження Стронцію-90 в водні джерела, надходження і виведення із організму риби, а також рівень забруднення водою і риби в Чорнобильській зоні Відчуження.

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

НУБІП України

У третьому розділі наведено результати дослідження, а саме визначено активності радіонуклідів ^{90}Sr у зразках кісток карася сріблястого при різній тривалості перебування у забрудненому радіонуклідом середовищі.

Проведено аналіз та наведено проміжні висновки, а також фото результати з плівки авторадіографа.

НУБІП України

Ключові слова: карась сріблястий, радіонуклід, кістки, авторадіографія, ^{90}Sr , міграція, накопичення.

НУБІП України

ЗМІСТ

НУБІП України

ВСТУП

5

Розділ 1. ^{90}Sr як один з основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильських випадівь..... 6

НУБІП України

1.1. Надходження ^{90}Sr у навколишнє середовище внаслідок радіаційної аварії на ЧАЕС..... 6

1.2. Надходження в живий організм, накопичення та виведення з організму ^{90}Sr 14

НУБІП України

1.3. Рівень радіонуклідного забруднення риби водою чорнобильської зони Відчуження..... 19

Розділ 2. Матеріали та методи..... 31

2.1. Об'єкт та предмет дослідження, завдання дослідження..... 31

2.2. Умови експерименту, підготовка зразків для проведення вимірювань Sr-90 31

НУБІП України

2.3. Методи дослідження..... 32

2.4. Коефіцієнт накопичення, розрахунок для риби..... 40

2.5. β -спектрометрія для вимірювання питомої активності Sr-90 .

Особливості підготовки зразків для вимірювання..... 44

НУБІП України

Розділ 3. Результати та обговорення..... 51

3.1. Розподіл Sr-90 в скелеті карася сріблястого..... 51

3.2. Динаміка накопичення Sr-90 в скелеті карася сріблястого..... 54

Висновки..... 57

НУБІП України

Список використаних джерел..... 59

НУБІП України

ВСТУП

Біорізноманіття нашої планети зазнає постійних викликів через антропогенний вплив та забруднення довкілля. Однією з важливих проблем є

забруднення водойм та екосистем через випадкове або систематичне викидання токсичних речовин в водні джерела. Однак, дослідження

забруднення водних систем радіоактивними речовинами є актуальною та важливою галуззю наукових досліджень в Україні.

Стронцій-90 є штучним радіонуклідом, і він може потрапляти в водні екосистеми через різні шляхи від аварій на ядерних реакторах. Висока

розчинність стронцію у воді сприяє його активній акумуляції в біоті та його можливому впливу на здоров'я водних організмів, а також на людей, які споживають рибу з цих водойм.

Ця магістерська робота спрямована на дослідження вмісту стронцію-90 в кістках риби, яка є важливим компонентом акваторичних екосистем і часто

виступає як індикатор забруднення водойм та ефектів цього забруднення на біоту. Дослідження було зосереджено на встановленні рівнів стронцію-90 в

кістках риби Карася сріблястого родини карпових. Подальші досліді і аналізи вмісту стронцію-90 в кістках риби надасть можливість визначити

ступінь забруднення водних джерел та його можливий вплив на біологічну манжетку рибного фонду.

Проведення цього дослідження важливо для розуміння екологічних наслідків викидів радіотоксичних речовин у водоймах та розробки заходів

для збереження та відновлення біорізноманіття акваторичних екосистем.

Вимірюючи вміст стронцію-90 в кістках карася сріблястого, можна визначити ризики для природних популяцій бентофагів та для тих, хто

споживає подібну рибу, і розробити ефективні заходи для екологічної охорони та збереження водних ресурсів.

Розділ 1. ^{90}Sr як один з основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильських випадків

1.1. Надходження ^{90}Sr у навколишнє середовище внаслідок радіаційної аварії на ЧАЕС

Внаслідок аварії на ЧАЕС, у квітні 1986р. до атмосфери надійшла велика кількість штучних радіонуклідів. Частина їх випала на акваторії на території водойм України. Основний шлях надходження радіонуклідів до водойм є горизонтальна міграція. Найбільшої біологічної шкоди водоймам завдають довгоживучі ізотопи цезію та стронцію. Це відбувається завдяки тому, що вода добре поглинає γ -промені. Зовнішнє опромінення гідробіонтів не спричинить статистично достовірні зміни на рівні організму, натомість, поглинуті ними радіонукліди (з їжею чи водою) створюють тканинну дозу, яка і впливає на організм гідробіонтів. У воду водойм радіонукліди потрапляють переважно двома основними шляхами: повітряним та завдяки змиву з водозабірної площі поверхневими та зливовими водами. Два основних радіонукліди – цезій та стронцій – по-різному себе поведуть у водоймах. Ізотопи цезію швидко включаються у міграцію харчовими ланцюгами, поглинаються донними відкладеннями (мулистими частками), і за течією мігрують у періоди різкого підняття води, а з плином часу знижується внаслідок адсорбції донними відкладеннями, замуленням поверхневих шарів донних відкладень і перерозподілу серед компонентів біогеоценозу.

Стронцій-90 (^{90}Sr) - це радіоактивний ізотоп стронцію, який може надходити в водне середовище, зокрема в прісну воду, через різні шляхи. Основні джерела викиду стронцію-90 в навколишнє середовище включають:

1. Ядерні випробування: Велика кількість стронцію-90 потрапляє в атмосферу через ядерні вибухи. Після цього радіоактивний матеріал осідає на

землю під час опадів і може надходити в водне середовище через річковий стік або інші гідрологічні процеси.

2. Ядерні аварії: Аварії на атомних електростанціях або джерелах радіоактивних матеріалів можуть призвести до викидів стронцію-90 в навколишнє середовище. Цей радіоактивний матеріал може потрапити в річки або озера через аварійні ситуації або неправильне утилізування радіоактивних відходів.

3. Ядерні випробування в океані: Якщо проводяться ядерні випробування в океані, радіоактивні матеріали можуть розповсюджуватися в водному середовищі, а потім переноситися течіями води до прісних водойм.

4. Забруднення водойм: Напряме забруднення водойм стронцієм-90 може статися через викиди або розливи радіоактивних матеріалів, таких як відходи від ядерних об'єктів або лабораторій, які попадають до річок або озер.

5. Природні процеси: Деяка кількість стронцію-90 може відокремлюватися в природному середовищі, такому як пірський карст або вапнякові води, і надходити в прісну воду через річкові та ґрунтові води.

Різниця у надходженні ^{90}Sr в прісну і морську воду полягає в географічних, гідрологічних, і хімічних факторах, а також у тім, які джерела можуть впливати на забруднення водних середовищ.

Географія: Прісна вода і морська вода зазвичай знаходяться у різних географічних областях. Прісна вода включає в себе річки, озера, ставки та інші прісні водойми, які знаходяться на суші. Морська вода, з іншого боку, охоплює океани та моря.

Джерела забруднення: Надходження ^{90}Sr в прісну та морську воду може мати різне походження. Якщо, наприклад, ^{90}Sr надходить в природній формі через викиди або розливи на суші, воно може потрапити до прісних

водоїм. Однак джерела забруднення, які знаходяться близько до узбережжя, можуть спричинити забруднення і морських вод.

Гідрологічні умови: Гідрологічні умови грають важливу роль у розподілі радіоактивних речовин. Річки можуть транспортувати ^{90}Sr з суші в прісну воду та, в кінцевому підсумку, до морського середовища. Океанічні течії можуть впливати на розподіл і транспортування ^{90}Sr у морській воді.

Розчинність та взаємодія з мінералами: ^{90}Sr може взаємодіяти з мінералами та солями в воді. Його розчинність та хімічна активність можуть варіювати в залежності від хімічного складу води. У морській воді присутні солі, які можуть вплинути на поведінку ^{90}Sr у воді в порівнянні з прісною водою.

Концентрація ^{90}Sr в джерелах: Важливо враховувати рівень концентрації ^{90}Sr в джерелах забруднення. Якщо джерело містить велику кількість ^{90}Sr , то його вплив на водний екосистеми буде більш помітним, незалежно від того, чи це прісна вода, чи морська вода.

Загалом, розуміння розрізненості у надходженні ^{90}Sr в прісну і морську воду важливо для оцінки і управління ризиками від радіоактивного забруднення водних середовищ. Результати досліджень та моніторингу допомагають розвивати стратегії для збереження водних ресурсів та захисту природи.

На противагу цезію, стронцій з часом стає більш доступним до міграції харчовими ланцюгами. З 1986р. по 1995р. доля доступного для міграції харчовими ланцюгами стронцію-90 збільшилась з 26-32% до 80-94%. Із збільшенням відстані від місця аварії збільшується частка доступного ^{90}Sr .

Значна кількість радіонуклідів відкладається у мул. За короткий проміжок часу у ньому накопичується від сотень до десятків тисяч більше ізоотопів, ніж у воді. Донні відклади – природний очишувач ценозу водоїм від радіонуклідів, оскільки процес десорбції не переважає кількох відсотків. Це

все тому, що забруднення донних відкладів не рівномірні, а «плямисті», а щільність осідання радіонуклідів залежить від декількох факторів: тип донних відкладень, протікання процесу замулення, гідрохімічні властивості водойми. Швидкість процесів первинного перерозподілу радіонуклідів між водою та донними відкладеннями наближається до 1 після досягнутої певної рівноваги.

Рослини забруднюються двома шляхами: повітряним та водним. Радіоактивні опади потрапляють у рослини через листя на 80-90%, і на 10-20% через корені. Поглинання залежить від розміру розчинної частки ізотопу. Чим міцніше адсорбовані радіонукліди частками ґрунту – тим важче вони поглинаються рослинами. У водних екосистемах першою ланкою трофічного ланцюга є водорості, які зв'язують та концентрують радіонукліди. В біомасі рослин накопичується в 10-1000 разів більше радіонуклідів, ніж у тварин. Із збільшенням відстані від місця аварії у водних рослин підвищується частка стронцію-90 в загальній активності.

Донні та придонні тварини поглинають нукліди з коефіцієнтом накопичення від 100 до 1000. Так відбувається, тому що вони не тільки мешкають біля дна, а і харчуються з радіоактивних донних відкладень.

Радіоізотопи цезію розподіляються у м'язах та внутрішніх органах рівномірно, оскільки цезій – аналог калію, і заміщує його, коли потрапляє в організм. Стронцій концентрується в кістках, зубах, лусці, тому що він є аналогом кальцію, і займає його місце в організмі. У різному віці у риб різна потреба у стабільних елементах-аналогах, що обумовлює вікову різницю у накопиченні радіонуклідів. Статеві незрілі хижі риби накопичують менше цезію і стронцію ніж статевозрілі. «Мирні» – менше цезію і більше стронцію. В чому така різниця? Хижі риби накопичують більше радіонуклідів через цезій, який беруть з інших риб і гідробіонтів через трофічний ланцюг.

«Мирні» риби мають більше накопичення радіонуклідів за рахунок стронцію, адже харчуються більше з донних відкладень, де він концентрується.

З вищевказаного зрозуміло, що рівень забруднення складових водної екосистеми та розподіл між ними радіонуклідів різний, і залежить в першу чергу від кількості та складу радіонуклідів, які надійшли в воду.

Перерозподіл радіонуклідів в різних складових гідроценозу можна охарактеризувати коефіцієнтом накопичення, наведеним у таблиці нижче. [1]

Перспективи використання та розвитку ядерних технологій зумовлюють необхідність розв'язання питань забезпечення радіаційної та екологічної безпеки людини і середовища її існування. До числа найактуальніших проблем, пов'язаних із використанням ядерних технологій, належать аналіз і прогнозування радіаційно-екологічних наслідків радіаційної аварії, управління забрудненими територіями й аналіз ризиків хронічного впливу іонізуючого випромінювання на людину та навколишнє середовище.

Основними напрямками радіаційно-екологічних досліджень у водних екосистемах України є особливості накопичення, міграції та перерозподілу радіонуклідів у біотичних та абіотичних компонентах водних екосистем за різних гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних умов водного середовища та їхніх фізико-хімічних формах, формування доз опромінення основних груп водних організмів під час зовнішньої і внутрішньої дії іонізуючого випромінювання; радіаційно-індуковані цитогенетичні й соматичні ушкодження, які можуть спричиняти радіаційно-індуковані цитогенези, а також їхні пошкодження, які можуть бути спричинені в організмі людини.

У зоні відчуження Чорнобильської АЕС зареєстровано низку радіаційно-індукованих порушень у водних організмів на різних рівнях біологічних систем, і на тлі хорошої репрезентативності зовнішнього

опромінення рослин і тварин несприятливі наслідки тривалого радіаційного впливу можуть стати реальною загрозою в майбутньому. Водночас відчувається суттєва нестача комплексних радіобіологічних досліджень

водних екосистем, які хронічно зазнають впливу ядерної спадщини та атомних електростанцій, головним чином для визначення залежності дози від

потужності впливу. Особливо це стосується досліджень водних організмів на рівні популяцій та екосистем. У зв'язку з подальшим розвитком підприємств атомної галузі, значною кількістю ядерної спадщини, що утворилася в

Україні та сусідніх країнах унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, а також

відсутністю національних нормативів у сфері радіаційної безпеки довкілля

для визначення безпечних та небезпечних рівнів опромінення біоти, біологічних систем на різних рівнях організації у природних водах, що

обумовлює необхідність проведення комплексних досліджень дозозалежних впливів у природних водах [2].

Техногенна аварія на Чорнобильській атомній електростанції 26 квітня 1986 року призвела до масового викиду радіонуклідів в атмосферу і

подальшого радіоактивного забруднення навколишнього середовища. Це

призвело до створення зони відчуження Чорнобильської атомної

електростанції (ЧАЕС), найбільш радіоактивно забрудненої території у світі,

де вчені з усього світу вивчають наслідки аварії та вплив радіонуклідів на навколишнє середовище, а також шукають шляхи подолання цих наслідків.

Для зменшення невизначеності в оцінці доз зовнішнього опромінення організмів у прісноводних екосистемах були проведені дослідження профілів

вертикального розподілу потужності поглиненої дози (ПГД) гамма-випромінювання та питомої активності ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{154}Eu і ^{241}Am в донних

відкладеннях озера Бріт, що досягають значень 23 мкГр год⁻¹ і 43 Бк см⁻³ для

^{137}Cs . Озеро розташоване в Красненській заплаві річки Прип'ять у

Чорнобильській зоні відчуження (51.44844°; 30.06020°). В озері Бріт не було

виявлено кореляції між середніми рівнями ^{90}Sr і ^{137}Cs в донних відкладах і глибиною озера, що пов'язано з вимиванням радіонуклідів від входу в озеро.

Спостерігалася помірна кореляція між вимряними дозиметрами і потужністю зовнішньої дози, розрахованою на основі середньої питомої активності радіонуклідів у донних відкладеннях озера. Середні значення розрахованих і вимрянних потужностей зовнішніх доз гамма-випромінювання в донних відкладеннях озера Бріт знаходилося в діапазоні 1,3-19 мкГр год⁻¹, що узгоджується з дозою внутрішнього опромінення риб (5-15 мкГр год⁻¹).

Внесок радіонуклідів у воді озера Бріт у формування СДД не перевищує 2 нГр год⁻¹.

Щоб зменшити невизначеність в оцінках доз зовнішнього опромінення аборигенних риб, у жовтні 2021 року в озерах Бріт і Глибоке було встановлено обладнання, придатне для акустичної 3D-телеметрії та індивідуальної дозиметрії різних видів риб. [3]

Оцінка дозових навантажень на риб є важливою складовою комплексних радіолого-екологічних та радіобіологічних досліджень водних об'єктів, що зазнали значного радіонуклідного забруднення. Дослідження для оцінки рівня потужності поглиненої дози (ППД) від зовнішніх і внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання (ДІВ) для різних видів риб, що мешкають в озерах і болотах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ), станом на 2021 рік.

Було досліджено два хижих і п'ять "мирних" видів риб з чотирьох озер ЧЗВ: Азбучин, Вершина, Глибоке і Плютовище. Для оцінки ППД риб було використано програмне забезпечення ERICA Assessment Tool 2.0. у якому розраховували на основі власних даних щодо питомої радіоактивності ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях та тканинах риб.

Найнижчі значення сумарної ПЕД для риб були виявлені в іхтіофауні озера Плютовище (0,2-0,4 мкГр/год), тоді як найвищі значення були виявлені

в озері Вершина (33-107 мкГр/год). Перше озеро розташоване приблизно за 24 км на південний схід від ЧАЕС, а друге - за 5 км на північний схід від ЧАЕС в межах дамби Красненської заплави. Донні риби - лин і карась -

отримують максимальні дози, в той час як поверхневі риби - короп і верховодка - мінімальні дози. Наприклад, сумарна ППД для карася в озері

Вершина коливається від 90 до 107 (середнє значення 98±7) мкГр/год.

Потужність сумарної дози для верховки в середньому становить 33 мкГр/год.

Риба з озер Глибоке та Азбучин знаходиться в середині діапазону від 10 до 48 мкГр/год.

Таким чином, за винятком озера Плютовише, поточний рівень потужності сумарної поглиненої дози для риби майже у всіх досліджених водоймах значно перевищує скринінгову дозу 2 мкГр/год і безпечний рівень

10 мкГр/год, рекомендований проектом Європейської комісії PROTECT.

Ліміт дози 40 мкГр/год, рекомендований Науковим комітетом ООН з дії

атомної радіації та Міжнародною комісією з радіологічного захисту для хребетних тварин, перевищено, особливо для найбільш забруднених придонних видів риб в озері ЧЗВ [4].

Концентрації ^{90}Sr у рибі з озер зони відчуження Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) досягають 100 kBq kg^{-1} , що перевищує допустимі значення в кілька тисяч разів. Для дослідження оцінки ефективності вирощування радіоактивно забрудненої риби в "чистій" воді озер ЧЗВ для зниження вмісту ^{90}Sr у

м'язовій тканині та технічного коефіцієнту утримання Sr при варінні кісткової тканини було відібрано 25 особин дикого лина (*Tinca tinca*) з озера Глибоке.

Радіоактивно забруднену рибу вирощували в "чистому" озері Старка протягом різних періодів часу (3, 15 і 45 днів) для визначення ефективності вирощування в "чистій" воді та зменшення вмісту ^{90}Sr в м'язових тканинах.

Під час польових досліджень у кожній риби були відібрані зразки м'язової та кісткової тканин, після чого в лабораторії були визначені концентрації ^{90}Sr .

У кулінарних експериментах використовували раніше використані зразки лина, особливо кісткову тканину, для виявлення переходу радіоактивного стронцію з кісткової тканини хребта в їжу під час приготування. Потім окремо вимірювали активність ^{90}Sr у варених кістках і бульйоні для визначення технічного коефіцієнта утримання Sr при варінні риб'ячих кісток.

Результати дослідження показали, що експеримент з вирощуванням риби з радіоактивно забруднених озер у "чистій" воді протягом 45 днів не призвів до суттєвого зниження вмісту ^{90}Sr як у кістках риби (62500 ± 5000 Бк кг^{-1}), так і в м'язовій тканині (430 ± 120 Бк кг^{-1}). Тому цей метод не може бути використаний як захід для зменшення забруднення риби стронцієм.

Технічний коефіцієнт утримання ^{90}Sr при варінні кісткової тканини лина з озера Глибоке становить менше 0,01, що означає, що в бульйон переходить менше 1% кісткової тканини хребта риби і прийнятний рівень вмісту ^{90}Sr слід визначати тільки для м'ясної вирізки; у всій рибі кісткова тканина містить до 97% стронцію [5].

1.2. Надходження в живий організм, накопичення та виведення з організму ^{90}Sr

У радіобіології традиційно вважалося і досі вважається, що біологічні ефекти іонізуючого випромінювання виникають всередині клітин внаслідок прямого або непрямого пошкодження молекули ДНК, мішені опромінення. Однак за останні два-три десятиліття з'являється все більше доказів того, що пряме опромінення клітин, тканин, органів і, зрештою, організмів не є обов'язковим для того, щоб виникло пошкодження. Радіобіологічні ефекти можуть виникати при опроміненні цитоплазми, сусідніх клітин, тканин,

органів і організмів. Деякі з них відомі як "сторонні ефекти". Інші можуть набувати несподіваних характеристик, які важко пояснити з класичної точки зору основних принципів радіобіології, "принципу влучення" і "теорії мішені", оскільки деякі з цих ефектів можуть зберігатися тривалий час після опромінення і в наступних поколіннях. Їх умовно називають ефектами іонізуючого випромінювання, що не потрапляють у ціль. Ефект «спостерігача» і пов'язані з ним віддалені ефекти, радіаційно-індуковані адаптивні реакції і пов'язані з ними явища радіаційної адаптації, радіаційний гормезис - неочікувані ефекти малих доз, що викликають стимулюючі явища, включаючи синтез ДНК; радіаційно-індукована радіорезистентність (всупереч усім законам класичної залежності "доза-ефект"), радіаційно-індукована геномна нестабільність, відтерміновані ефекти і пов'язані з ними довгострокові ефекти.

Незважаючи на те, що в цій галузі виконано багато роботи, механізми більшості нецільових ефектів недостатньо вивчені. Привертають увагу три основні гіпотези. Перша - це виділення медіаторів (наприклад, активних форм кисню, цитокіноподібних факторів, ферментів і фрагментів нуклеїнових кислот) з опромінених клітин у навколишнє середовище. Другий - це передача сигналів про пошкодження від опромінених клітин до неопромінених шляхом прямої передачі сигналів через щільні переходи. Також досліджували кількість ультрафіолетового випромінювання, що продукується опроміненими клітинами навіть при низьких дозах іонізуючого випромінювання, та інші механізми сигналізації неіонізуючого випромінювання.

Великий інтерес до "ефекту стороннього спостерігача" значною мірою зумовлений надією, що він проллє світло на безпосередні механізми впливу низькоінтенсивного іонізуючого випромінювання на організми, особливо на людину, а також дозволить оцінити його ризики, засоби радіаційного захисту

і потенціал для пострадіаційного відновлення. Зрештою, визначення природи ефекту відхилення від мішені дасть нове розуміння міжклітинних взаємодій і механізмів міжклітинної сигналізації, з'ясує роль позиційної інформації в цих процесах і покращить оптимальну променеви терапію, зокрема, для лікування раку. Цей ефект відіграє важливу роль в індукуванні стохастичних ефектів радіації і допомагає оцінити довгостроковий вплив радіації на організми і людину.

На думку більшості радіобіологів, визнання нецільових ефектів іонізуючого випромінювання не скасовує ДНК-центрованих принципів радіаційного пошкодження живих організмів, а скоріше доповнює і паралелізує їх [6].

В останні десятиліття в меристемних тканинах коренів рослин-гелофітів спостерігається низка цитогенетичних порушень, ступінь яких залежить від дози опромінення. Дослідження особливостей розподілу радіонуклідів в органах і тканинах рослин необхідні для розрахунку доз їх внутрішнього опромінення.

Для визначення особливостей надземного та підземного забруднення радіонуклідами гетерофітів у закритих водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) були відібрані зразки рослин у 2020-2021 роках у чотирьох найбільших водоймах ЧЗВ - озері Азбучин, озері Глибоке, озері Далеке, озері Янівський Затон та найбільших водоймах, що утворилися після спуску води з ставка-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Питомі активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у надземних органах, кореневищах і ґрунтових коренях очерету звичайного та рогозу вузьколистого вимірювали традиційними методами бета- і гамма-спектрометрії. Результати отримані у вигляді Бк/кг повітряно-сухої маси.

У різних водоймах питома активність ^{90}Sr у надземних органах очерету звичайного становила 75–32400, у кореневищах – 50–4020, у коренях – 156–43600 Бк/кг, рогозу вузьколистого – 597–76700, 246–33000 та 652–55100

Бк/кг, відповідно. Вміст ^{137}Cs у надземних органах очерету звичайного був у діапазоні величин 372–21863, у кореневищах – 281–20483, у коренях – 1612–46534 Бк/кг, рогозу вузьколистого – 385–2891, 377–2200 та 1382–25847 Бк/кг, відповідно.

В середньому питома активність ^{90}Sr в коренях очерету була в 4 і 12 разів вищою, ніж в надземних органах і кореневищах. У надземних органах, кореневищах і коренях рогозу вузьколистого суттєвої різниці у вмісті ^{90}Sr не виявлено. Значення питомої активності ^{137}Cs у коренях очерету та рогозу вузьколистого були в 6 разів вищими, ніж у надземних органах та кореневищах, причому суттєвої різниці у питомій активності у надземних органах та кореневищах не спостерігалось.

Ці закономірності розподілу радіонуклідів у надземній та підземній частинах гелофітів слід враховувати при визначенні дози внутрішнього опромінення рослин [7].

Інформація про накопичення радіонуклідів у водних організмах водойм України до початку бойових дій має велике значення, оскільки військовий конфлікт може призвести до руйнування об'єктів ядерного паливного циклу та радіоактивного забруднення навколишнього середовища внаслідок застосування ядерної зброї. Тому актуальним є аналіз рівнів радіонуклідного забруднення вищих водних рослин та риби в деяких водоймах лісостепу України після аварії на Чорнобильській АЕС. Ці дані можуть бути використані як референтні значення для оцінки радіоекологічної ситуації в разі потрапляння радіонуклідів у водні екосистеми.

У 2021 році були відібрані проби водних організмів у Канівському та Косівському водосховищах, у Середньому Білозерківському та Богуславському водосховищах на річці Рось, а також на нерегульованих ділянках річок Рось та Гнилий Тикіч. Були дослідженні наземні органи 12 видів вищих водних рослин, що належать до екологічних груп гелофітів,

плейстрофітів та гідатофітів, а також шість видів риб з різними харчовими звичками - планктофагів, бентофагів та іхтіофагів. Питому активність радіонуклідів визначали стандартними радіохімічними та гамма-спектрометричними методами, дані представлені в Бк/кг повітряно-сухої маси для рослин і природної вологості для риб.

Питомі активності ^{90}Sr у рослинах різних видів Канівського водосховища становили 5-15, ^{137}Cs - 10-139, Косівського - 1-4 і 1-4, Середнього Білоцерківського - 1-5 і 2-10, Богуславського - 1-6 і 5-27, Рось - 1-5 і 2-8, Гнилий Тикіч - 1-8 і 2-8 Бк/кг. Найвища активність радіонуклідів спостерігалась у представників групи водоростей гідатофітів.

Вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у рибі різних видів у Канівському водосховищі коливався в межах 0,6-1,6 і 2,4-13 Бк/кг відповідно, а в інших водоймах - 0,3-3 і 0,5-4 Бк/кг, що не перевищувало значень, зафіксованих для риби у водоймах України до аварії на ЧАЕС. Найбільша активність ^{90}Sr спостерігалась для бентофагів, ^{137}Cs - для іхтіофагів.

Частка ^{137}Cs у загальній радіоактивності водних організмів у Канівському та Богуславському водосховищах коливалася в межах 60-95%, а в інших водосховищах - 40-67%.

Так, у 2021 році питома активність ^{90}Sr у вищій водній рослинності Канівського водосховища не перевищувала 15, а ^{137}Cs - 139. У інших водосховищах 8 та 27 Бк/кг відповідно. У рибі з Канівського водосховища вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs досягав 1,6 і 13 Бк/кг відповідно, а в інших досліджуваних водоймах - 3 і 4 Бк/кг відповідно. Таким чином, значне перевищення питомих активностей ^{90}Sr та ^{137}Cs у водних організмах лісостепових водойм України над встановленими значеннями може свідчити про додаткове надходження радіонуклідів у водну екосистему. [8]

1.3. Рівень радіонуклідного забруднення риби водоюм чорнобильської зони Відчуження

В 5-ти кілометровій зоні відчуження ЧАЕС розміщені озера Азбучин (на правому березі) та Глибоке (на лівому березі). Через 20 років після трагедії на ЧАЕС, середня питома активність цезію-137 в карасі з оз. Азбучин становила 5753 ± 1150 Бк/кг. Середній вміст стронцію-90 – 9265 ± 1850 Бк/кг. При цьому концентрація розчиненого у воді цезію-137 = $1,11 \pm 0,25$ Бк/л (Азбучин), $1,73 \pm 0,35$ Бк/л (Глибоке); концентрація стронцію-90 = $16,07 \pm 3,22$ Бк/л (Азбучин) та $24,45 \pm 4,89$ Бк/л (Глибоке). Концентрація стронцію у товщі води на різних ділянках оз. Глибоке може коливатися від 10-100 і більше Бк/л.

Аналіз даних по рибах, взятих з цих двох озер, показав що величини питомої активності радіонуклідів в одних і тих самих тканинах і органах риб одного виду і віку, відрізняється, і це пов'язано з мозаїчністю радіонуклідного забруднення дна водоюм та різним вмістом радіонуклідів в об'єктах харчування та середовищі існування риб.

Отже, через 20 років після аварії вміст радіонуклідів в органах та тканинах риб в водоймах зони відчуження ЧАЕС є дуже високими в порівнянні з санітарно-гігієнічними допустимими рівнями, що прийняті в Україні для риби: по стронцію-90 перевищення в 64-460 рази (при ДР = 35 Бк/кг), а для цезію-137 – в 6-235 раз (ДР = 150 Бк/кг) [9].

У 2008 р. концентрація стронцію-90 у водах лівобережної заплави річки Прип'ять збільшилась удвічі, а вміст концентрації у риб збільшився в 5-6 разів. Причиною цього могла стати зміна фізико-хімічних форм радіонукліду і ґрунтах водозбірної території, оскільки лівобережну заплаву, як одну з найбільш забруднених територій, було одамбовано, що призвело до зміни гідрологічних режимів і заболочування. Цей процес потягнув за собою десорбцію і вимивання радіонуклідів із ґрунтів прилеглих до водоюм

територій. Стронцій-90 утворює розчинні комплекси з фульвокислотами, а вони включаються в біотичний кругообіг водних екосистем.

На високому рівні питома активність радіонукліду стронцію-90 була у кістках риб представників роду Карасіус, і становила 36 000 Бк/кг (оз. Глибоке) та 22 500 Бк/кг (оз. Азбучин). Автори припускають, що це пов'язано з тим, що карась – бентофаг, а радіонукліди акумулюються саме у донних відкладах водойми.

На сучасному етапі стронцій-90 є основним чинником внутрішньої дози опромінення для риб більшості водойм ЧЗВ. В час, коли концентрація радіонукліду у воді та вищих водних рослинах даних водойм спадає, питома активність стронцію-90 в представниках не хижих видів риб з умовно непроточних і замкнутих водойм ЧЗВ утримується на одному дуже високому рівні. Для переважної більшості прісноводних водойм України, розташованих за межами ЧЗВ, рівні вмісту стронцію-90 у рибках не перевищують допустимих рівнів, які діють в Україні після аварії на ЧАЕС [10].

Потужність зовнішньої поглинутої дози за рахунок стронцію-90, що перебуває в воді і донних відкладах водойм ЧЗВ складає для риб усього 0,02-1,18 мГр/год, а за рахунок цезію-137 – 1,32-124,57 мГр/год. Вклад в зовнішню дозу опромінення для риб у підслідних водоймах складає 96,2-99,8%, а стронцію-90 – 0,3-3,8%. Таким чином, головним радіонуклідом, що обумовлює зовнішнє опромінення риб в водоймах ЧЗВ є цезій-137.

Потужність поглинутої дози для риб ЧЗВ протягом основних життєвих циклів може відрізнятись в 2-45 разів, переважно за рахунок різної інтенсивності зовнішнього опромінення від донних відкладень. Мінімальну дозу майже всі види риб підслідних водойм отримують в період нересту чи нагула, що відбуваються в літоральній зоні водних об'єктів (0,86-14,07% загальної річної дози опромінення), що пояснюється порівняно невисокою

питомою активністю головних дозоутворюючих радіонуклідів у прибережних донних відкладах, а також недовготривалістю нерестового періоду.

Післянерестовий і нагульний період припадають на теплу пору року і пов'язані з міграцією риб в більш глибоководні зони з підвищеним рівнем зовнішнього опромінення, тому вклад в дозу, яку риби отримують протягом цих періодів, більш значний і складає 1,8-35,0%. На холодні осінні місяці, які риби проводять на глибині, приходиться 1,96-29,89% річної дози опромінення, а в зимовий період, коли більшість представників іхтіофауни знаходяться біля дна або у зимувальних ямах, риби отримують максимальні дози опромінення – до 43,0-92,0%.

Таким чином, в залежності від екологічної ніші, яку займають певні види риб у водоймі, дозові навантаження можуть відрізнятися в 2,9-6,5 разів [11].

Порушення розвитку скелета є однією з основних проблем розвитку риб, що впливає на їх морфологію, ріст і виживання. Радіонукліди є одними з основних антропогенних стресорів водних екосистем у зоні відчуження Чорнобильської АЕС (ЧАЕС), тому відхилення у розвитку водних організмів потребують вивчення.

Дослідження проводили в озерах Глибоке та Азбучин в межах Чорнобильської Зони Відчуження, а для порівняння також вивчали рибу з озера Підбірна під Києвом, яке має фонові рівні радіоактивного забруднення.

Були досліджені зразки гірчака європейського (*Rhodeus amarus*) з озер Підбірна і Глибоке та ляща сріблястого (*Leucaspis delineatus*) з озер Підбірна і Азбучин. Основне радіаційне навантаження на рибу у водоймах ЧЗВ припадає переважно на ^{90}Sr і ^{137}Cs . Відразу після відбору проб риб їх фіксували у 4% розчині формальдегіду. Всі зразки промивали та фарбували анізариновим червоним за методиками М. Якубовського (1970) та Т.

Петгоффа (1984). Підготовлені зразки поміщали в чашки Петрі з чистим гліцерином і спостерігали під стереомікроскопом Leica EZ4 HD.

В результаті дослідження *R. amarus* було виявлено 33 випадки аномалій у риб з озера Підбірна та 59 випадків у риб з озера Глибоке. У зразках *R. amarus* з референтних озер найпоширенішими аномаліями були деформації невральних та гемальних дуг, додаткові гілки невральних відростків – 18, 21 та 27%, відповідно. У риб з озера Глибоке переважали додаткові відростки нейронів та деформації хребців і нейронів, які становили 25%, 24% і 17% відповідно. Для інших аномалій поширеність не перевищувала 12%. Від 10 до 17% досліджених риб озера Підбірна мали від однієї до трьох аномалій на особину; для риб з озера Глибоке цей показник був значно вищим, сягаючи від 20 до 33%. Аномалії були виявлені у 22 випадках у *L. delineatus* в озері Підбірна і в 61 випадку у *L. delineatus* в озері Азбучин. У риб із референтного озера 68% аномалій – додаткові гілки невральних відростків. Такі аномалії, як деформації невральних відростків, деформація останнього хребця та додаткові гілки невральних відростків переважають у риб озера Азбучин – 20, 25 та 31% відповідно. Для інших аномалій поширеність не перевищувала 10%. У риб з референтного озера було виявлено 40% особин з однією аномалією і 17% з двома аномаліями на особину. У той же час, деякі особини з озера Азбучин мали до шести аномалій на одну особину. Дослідження осьових скелетних аномалій у молоді риб показало, що 15 аномалій були приурочені до двох основних частин скелета, а саме хвоста і черевця [12].

Зміни радіонуклідного забруднення іхтіофауни водойм ЧАЕС до зниження рівня води у період з 2014 року та станом на 2021 рік. Зниження рівня води у водоймі-охолоджувачі (ВО) Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС) вплинуло на міграцію та перерозподіл радіонуклідів у біотичних та абіотичних компонентах екосистеми водойми.

Зразки риби відбирали в північно-західній частині водойми (колишня "стара тепла зона") в період з 2013 по 2021 рік. Питому активність ^{137}Cs вимірювали за допомогою гамма-спектрометричної системи Mirion

Technologies - Canberra (детектор GC4018, аналізатор LYNX), вміст ^{90}Sr - за допомогою бета-енергетичного спектрометра СЕБ-01-70 за оксалатною методикою. Радіохімічний аналіз оцінки динаміки питомої активності також проводилися на найбільш поширених мирних видах риб ВО: краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus L.*), карась сріблястий (*Carassius gibelio*), плітка звичайна (*Rutilus rutilus L.*) та факультативному хижаку - окуні звичайному (*Perca fluviatilis L.*)

Середня питома активність ^{90}Sr у краснопірки зросла з 179 ± 40 до 1311 ± 339 , у плітки з 86 ± 48 до 946 ± 111 і в окуня з 90 ± 26 до 508 ± 116 Бк/кг.

Середній вміст ^{137}Cs змінився з 857 ± 163 до 1044 ± 319 у краснопірки, з 1078 ± 169 до 797 ± 76 у плітки і з $3580,5 \pm 26$ до 2757 ± 712 Бк/кг у окунів. Згідно з Т-критерієм Стьюдента, достовірної різниці між цими вибірками немає, що дозволяє зробити висновок про те, що вміст ^{137}Cs за сім років практично не змінився. Під час спуску води ВО радіонукліди в обмінних формах

переходили з висохлих донних відкладів у воду і сорбувалися донними відкладеннями. Швидкість сорбції ^{90}Sr була нижчою, ніж швидкість сорбції ^{137}Cs , і він довше утримується у водній масі, але його концентрація зростає і він накопичується в представниках водної біоти, зокрема, в рибі. Так,

внаслідок зниження рівня води питома активність ^{90}Sr у репрезентативних видах риб у водоймах ЧАЕС зросла в 5,6-16,5 разів (в середньому в 11 разів),

а ^{137}Cs - в 0,7-1,2 рази (в середньому на 0,99). Протягом досліджуваного періоду питома активність радіонуклідів у рибі з ЧАЕС перевищувала допустимі рівні згідно з прийнятими в Україні стандартами на рибну продукцію в усіх випадках у 2,46-37,4 рази для ^{90}Sr і в 5,3-23,8 рази для ^{137}Cs

Занепокоєння щодо радіоактивного забруднення навколишнього середовища пов'язане із загрозою опромінення людей. Це включає потенційне зовнішнє опромінення від радіонуклідів, сконцентрованих у

навколишньому середовищі, і внутрішнє опромінення від радіонуклідів, що потрапляють в організм з водою і їжею на пізніх стадіях аварії. Водні

екосистеми, як компоненти навколишнього середовища, традиційно визнаються потенційними джерелами опромінення людини. Найбільша увага приділяється вимірюванню вмісту радіонуклідів у воді та іхтіофауні.

Очевидно, що дані про вміст радіонуклідів у воді та іхтіофауні можуть бути використані для визначення та оцінки доз опромінення людини в рамках

моделювання радіаційного захисту. На жаль, систематичні радіаційно-екологічні дослідження більшості водних об'єктів України або не

проводилися взагалі, або проводилися в дуже обмеженому обсязі. Тому визначення можливості реконструкції надходження довгоживучих

радіонуклідів у водні екосистеми на основі даних про вміст радіонуклідів в організмах риб можна прорахувати завдяки формулам і задачам.

У багатьох випадках вирішення задачі на визначення рівня надходження забруднювачів в екосистему пов'язане з великими труднощами,

оскільки існують різні варіанти розв'язання, а вихідних даних часто недостатньо. Експериментальні дослідження показали, що накопичення

довгоживучих радіонуклідів прісноводними рибами можна добре описати, представивши організм у вигляді двох або трьох камер, пов'язаних рівнянням

рівноваги. [14, 15, 16]

Відомо, що ^{90}Sr потрапляє в організм риб з водою, а ^{137}Cs - переважно з їжею. Однак у довгостроковій перспективі вміст ^{137}Cs у рибі у

водосховищах пропорційний вмісту у воді, про що свідчить відносно постійний коефіцієнт накопичення радіонукліду в рибі. Іншими словами, в

першому наближенні можна вважати, що поглинання радіонуклідів рібними організмами пропорційне їх концентрації у воді.

Для мирних видів риб Київського водосховища зменшення питомої активності ^{137}Cs з 1986 по 1991 рік становило $0,37 \pm 0,12$ рік $^{-1}$, з 1991 по 2001 рік - $0,15 \pm 0,02$ рік $^{-1}$ і з 2001 по 2020 рік - $0,042 \pm 0,008$ рік $^{-1}$, з періодами напіврозпаду $1,8 \pm 0,6$, $4,6 \pm 0,7$ і 16 ± 3 роки для періодів з 2001 по 2020 рік відповідно. Згідно з літературними джерелами спостерігається подібна динаміка вмісту ^{137}Cs у воді Київського водосховища. [35, 37]

Таким чином, аналітичні розрахунки та реальні дані показують, що часові характеристики зменшення вмісту ^{137}Cs у мирних видах риб збігаються з часовими характеристиками зменшення вмісту у водних об'єктах водосховищ [17].

Перспективи використання та розвитку ядерних технологій зумовлюють необхідність розв'язання проблеми забезпечення радіаційної та екологічної безпеки людини і довкілля. На сучасному етапі найважливішими джерелами надходження антропогенних радіонуклідів у навколишнє середовище є підприємства ядерного паливного циклу, що забезпечують значну частку енергетичних потреб людства (у середньому у світі - 11%, в Україні - 54%) [43]. Очікується, що ця частка збільшуватиметься, оскільки Україна розглядає атомну енергетику як одне з основних і найбільш економічно ефективних низьковуглецевих джерел енергії [38].

Специфічним для ядерних технологій фактором є виробництво та накопичення техногенних радіонуклідів, які за певних умов можуть бути викинуті в навколишнє середовище. Однією з найактуальніших проблем під час використання ядерних технологій є аналіз і прогнозування радіологічних та екологічних наслідків радіаційної аварії, управління забрудненими територіями та аналіз ризиків для людини й довкілля, пов'язаних із хронічним впливом іонізуючого випромінювання.

Серед них аварія на Чорнобильській АЕС 1986 року та аварія на АЕС "Фукусіма" 2011 року - дві найбільші катастрофи в історії атомної галузі, як за кількістю викинутих у навколишнє середовище радіонуклідів, так і за розмірами забрудненої території. Зі зруйнованих реакторів у повітря і воду мігрували радіоактивні речовини на сотні й тисячі кілометрів, а водойми й території ЧАЕС були сильно забруднені радіонуклідами.

Тривалий час у стратегіях радіаційного захисту людини та довкілля панував антропоцентричний підхід, згідно з яким радіаційний захист людини був достатнім для захисту інших видів, оскільки не враховував відмінностей в умовах життя та дозах радіації між людиною та іншими організмами [44].

Цей підхід поступово витісняється в міру визнання його недоліків. Вважається, що радіологічний захист людини, одного з найчутливіших радіочутливіших організмів, достатній для захисту інших видів за тієї самої потужності дози, проте інші організми в деяких випадках можуть отримувати значно більші дози, ніж людина, якщо їхнє навколишнє середовище забруднене радіоактивністю. Крім того, деякі групи організмів можуть концентрувати радіонукліди з дуже високими коефіцієнтами накопичення. З цієї причини з'явився принцип прямих доказів захисту природних об'єктів від іонізуючого випромінювання, і саме він лежить в основі екоцентричного принципу.

Навіть через 35 років після аварії на Чорнобильській АЕС, водні екосистеми в Зоні Відчуження продовжують характеризуватися високим рівнем радіонуклідного забруднення всіх компонентів. Через свою геохімічну залежність ці водні об'єкти є "акумуляторами" більшості техногенних радіонуклідів. Тому водні об'єкти, розташовані на радіоактивно забруднених територіях, можна зарахувати до зон накопичення довгоживучих техногенних радіонуклідів, зон підвищеного хронічного

дозового навантаження та зон із високим потенціалом радіологічного впливу на водну біоту.

Водна радіоекологія - це наука що вивчає взаємоді між радіонуклідним середовищем і водними організмами. Вона займається вивченням розподілу, міграції та кругообігу радіонуклідів у водних екосистемах і впливу іонізуючого випромінювання на різні організаційні рівні водних організмів (особини, популяції, угруповання та цілі екосистеми).

Основними напрямками досліджень радіоекології у водних екосистемах України є вивчення накопичення, міграції та перерозподілу основних дозоутворювальних радіонуклідів та їхніх фізико-хімічних форм у біотичних і абіотичних компонентах водної екосистеми залежно від різноманітних гідрохімічних, гідрологічних і водно-біологічних умов водного середовища; природних і напівприродних умов. Радіаційно-індукований розвиток клітин і соматичні ушкодження у водних організмів за хронічного низькодозового опромінення в природних водоймах.

У водних організмів у зоні відчуження Чорнобильської АЕС зареєстровано велику кількість радіаційно-індукованих ушкоджень на різних рівнях біологічних систем, і довгострокові несприятливі наслідки радіаційного впливу можуть становити реальну загрозу в майбутньому на фоні репрезентативного зовнішнього стану здоров'я рослин та тварин, які населяють водойми та прилеглі території. Водночас відчувається суттєва нестача комплексних радіобіологічних досліджень на популяційному та екосистемному рівнях, особливо для водних екосистем, які хронічно зазнають впливу ядерної спадщини та атомних електростанцій, для визначення взаємозв'язку "потужність поглиненої дози - ефект".

Важливим елементом забезпечення радіаційної безпеки під час використання атомної енергії та запобігання радіонуклідному забрудненню довкілля є Міжнародні основні норми безпеки, які розроблені під егідою

Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) та які переглядаються на регулярній основі. У 2014 році Генеральна конференція МАГАТЕ ухвалила нові Основні норми безпеки. Ці норми враховують висновки Наукового комітету ООН з дії атомної радіації (НКДАР ООН) та рекомендації Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ).

Основною метою радіаційної безпеки є захист людей і довкілля від несприятливого впливу іонізуючого випромінювання. Вважається, що ця мета має бути досягнута без необґрунтованого обмеження експлуатації ядерних установок або діяльності, пов'язаної з радіаційними ризиками. Тому завдання системи захисту і безпеки полягає в тому, щоб забезпечити оцінку, регулювання і контроль опромінення з метою зниження впливу радіації на здоров'я людини і компоненти навколишнього середовища до практично досяжних рівнів.

З метою розробки наукових методів захисту природної біоти від іонізуючого випромінювання Європейська Комісія профінансувала кілька науково-дослідних проектів: EPIC (Захист навколишнього середовища від іонізуючих забруднювачів в Арктиці), що координується Норвезьким агентством з радіаційного захисту [40], FASSET (Рамки для оцінки екологічних наслідків іонізуючого випромінювання в європейських екосистемах), ERICA (Environmental Risk from Ionising Radiation Contaminants: Екологічний ризик від іонізуючих забруднювачів: Оцінка та управління) [41] що координуються Шведським інститутом радіаційного захисту. [42], та PROTECT (Environmental Protection from Ionising Radiation in a Regulatory Context - Захист навколишнього середовища від іонізуючого випромінювання в регуляторному контексті), укладений Радою з досліджень природного середовища (Великобританія) [39]. Важливим завданням цих проектів було створення бази даних наявних даних про залежність "доза-ефект" для організмів, що відрізняються від людського.

Це пов'язано з тим, що природна флора і фауна складається з мільйонів видів з різними параметрами радіаційної чутливості та біологічними характеристиками. На сучасному етапі необхідно виконати наступні завдання

створення бази даних про радіаційний вплив на флору і фауну: розробка методів розрахунку доз опромінення біоти; визначення референтних (репрезентативних) видів для радіаційно-екологічної оцінки; розробка стандартизованих процедур оцінки радіаційно-екологічного ризику; визначення типів радіаційних ефектів, актуальних для природної біоти; визначення безпечних і небезпечних рівнів опромінення біоти для використання в якості референтних значень в регулюючих документах.

У Публікації 103 МКРЗ [45] Комісія визнала необхідність розробки процедур для оцінки впливу іонізуючого випромінювання на людські організми та забезпечення їхньої безпеки. Публікація МКРЗ 108 "Захист навколишнього середовища: Концепція референтних тварин і рослин" [46] містить стандартизований метод відбору референтних видів, розрахунку доз, радіологічного екологічного статусу та уражень радіацією організмів. У ньому викладено основні принципи нової методології радіологічного захисту біоти, включаючи вибір референтних видів, розрахунок доз, поетапні оцінки та оцінку порогових рівнів радіологічних ефектів у різних типах організмів. Методологія призначена для використання в якості керівництва при розробці національних та інших керівних і методичних документів з оцінки ризиків для природної біоти від впливу іонізуючого випромінювання в навколишньому середовищі. Системи оцінки радіаційної безпеки рослин і тварин повинні бути інтегровані в загальну систему радіаційної безпеки разом із системою радіаційної безпеки людини.

Перспективними напрямками вивчення радіоекології континентальних водойм вважаються аналіз біогеохімічних, просторово-часових характеристик розподілу радіонуклідів та їх фізико-хімічних форм у

компонентах водних екосистем; інтегральні та ретроспективні потужності поглинутих доз іонізуючого випромінювання з урахуванням не тільки екологічного районування водних об'єктів, але й динаміки питомої активності радіонуклідів у біологічних компонентах і водних організмах оцінка, пошук і вибір найбільш радіаційно-чутливих індикаторів шкідливого впливу іонізуючого випромінювання на біологічні системи на різних тканинних рівнях; виявлення найважливіших ланок функціонування водних екосистем в умовах хронічного радіонуклідного забруднення, оцінка динаміки радіаційно-індукованого ураження водних організмів на популяційному та екосистемному рівнях, узагальнення процесів пошкодження та відновлення водних екосистем, що зазнали радіонуклідного забруднення, і використання як наукової основи для розробки основних принципів радіаційного захисту навколишнього середовища [18].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Розділ 2. Матеріали та методи

2.1. Об'єкт та предмет дослідження, завдання дослідження

У природних умовах карась є прісноводною рибою-бентофагом, живиться з дна та товщі води. Спектр його живлення в водоймах ЧЗВ і північної частини України в основному на 60–75% складається з дрібних планктонних ракоподібних (*Cladocera*), а також з двостулкових (*Bivalvia*) і личинок комарів-дзвінців (*Chironomidae*). Карась починає живлення в березні, в цей час його раціон практично повністю складається з дрібних планктонних ракоподібних. Зі збільшенням температури води інтенсивність відгодівлі зростає вдвічі. Активне споживання корму у срібного карася припиняється в зимовий період за температури води нижче 8–10 °С.

2.2. Умови експерименту, підготовка зразків для проведення вимірювань Sr-90

17.11.2022 почали експеримент з дослідження накопичення Стронцію-90 в органах риб. 3 особини карася сріблястого були поміщені в 70 л бочку і залили туди воду зі стронцієм-90, при цьому активність радіонукліду у воді складала 200 Бк/л. Тобто риба перебувала середовищі, де була загальна активність Sr-90 – 14 000 Бк (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Хід експерименту

Дата/вага	17/11/2022	20/11/2022	16/12/2022	27/12/2022
Риба				
Риба-03	345 гр	Помер	-	-
Риба-02	320 гр	-	290 гр	-
Риба-01 (Боб)	545 гр	-	465 гр	Помер

У зв'язку із нестабільною роботою електромережі, Риба-02 померла 04/01/2023 від удару током і її не можна було розглядати для експерименту.

Отже, в таблиці 2.1. вказані дата початку експерименту, дати зважувань піддослідних, вага і день їх смерті. Оскільки риба-03 померла занадто швидко, і не встигла «набратись» стронцієм-90, а риба-02 «підсмажилась», для розгляду залишився тільки Боб, з кістками якого ми і працювали в ході цього експерименту.

2.3. Методи дослідження

Авторадіографія - це науковий метод, який використовується для візуалізації та вивчення розподілу радіоактивних речовин у біологічному або небіологічному зразку. Він широко застосовується в різних галузях, включаючи молекулярну біологію, біохімію та ядерну медицину.

Авторадіографія ґрунтується на виявленні випромінювання, випромінюваного радіоактивними ізотопами, які були включені в зразок, що нас цікавить, або зв'язані з ним.

Ось як зазвичай працює авторадіографія:

- 1. Підготовка проби:** Перш кроком у процесі авторадіографії є підготовка проби. Це може бути біологічна, хімічна або інша проба, яку досліджують на радіоактивність. Якщо проба містить радіоактивний ізотоп (наприклад, стронцій-90 в кістках карася сріблястого, як було використано під час написання цієї роботи), цей ізотоп випромінює радіоактивні частинки (наприклад, бета-частинки або гамма-фотони).
- 2. Підготовка фотопластинки або плівки:** Плівка використовується для реєстрації випромінювання від радіоактивних частинок. Зазвичай це фотопластинка, яка містить фоточутливий матеріал, наприклад, фотосемульсію.

3. **Експозиція:** Проба розташовується безпосередньо на фотопластинці або плівці. Радіоактивні частинки, що випромінюються з проби, взаємодіють з фоточутливим матеріалом, здійснюючи процес іонізації або збудження атомів у фотопластинці. Це призводить до створення заряджених областей на фотопластинці, що дозволяє фіксувати шляхи руху радіоактивних частинок.

4. **Розкриття:** Після експозиції плівки фотопластинку обробляють хімічною розкриттям. Цей процес включає в себе видалення незафіксованих частинок та відкриття фіксованих радіоактивних шляхів на фотопластинці.

5. **Фіксація та умивання:** Після розкриття плівку фіксують та ретельно миють. Цей процес забезпечує фіксацію зображення та видалення надлишкових хімічних реагентів з плівки.

6. **Сушіння:** Після фіксації та змивання фотопластинку або плівку слід сушити.

7. **Аналіз:** Отримана авторадіографічна плівка може бути проаналізована для визначення інтенсивності радіоактивних шляхів. Зазвичай зображення зчитують за допомогою сканера або фотометра, і результати аналізу можуть бути використані для визначення розподілу радіоактивності в досліджуваній пробі.

Авторадіографія використовується в численних наукових застосуваннях, зокрема:

Молекулярна біологія: Вона відіграє важливу роль у вивченні реплікації ДНК, транскрипції, трансляції та інших клітинних процесів.

Дослідження білків: Авторадіографія може бути використана для відстеження синтезу та деградації білків у клітинах.

Неврологія: Дослідники використовують авторадіографію для вивчення розподілу рецепторів нейромедіаторів у мозку.

Дослідження раку: Авторадіографія може бути використана для візуалізації поглинання і розподілу радіофармацевтичних препаратів в пухлинах для діагностичної візуалізації або планування променевої терапії.

Розробка ліків: Може використовуватися для оцінки розподілу і метаболізму нових лікарських засобів у біологічних тканинах.

Варто зазначити, що хоча авторадіографія є потужним методом, вона передбачає використання радіоактивних матеріалів і повинна проводитися з дотриманням суворих заходів безпеки, щоб мінімізувати радіаційне опромінення дослідників і навколишнього середовища. Сучасні методи візуалізації, такі як позитронно-емісійна томографія (ПЕТ) та одnofотонна емісійна комп'ютерна томографія (ОФЕКТ), значною мірою замінили авторентгенографію для деяких застосувань завдяки своїй покращеній чутливості та безпеці.

Для проявлення плівки під час експерименту використовувався комплекс цифрової радіоавтографії CR 35/HD-CR 35 NDT Plus (Рис. 2.1)



Рис. 2.1. Комплекс цифрової радіоавтографії CR 35/HD-CR 35 NDT Plus

За допомогою сканера плівок передачі зображень скануються зображення, збережені на рентгеноскануючих плівках.

Пристрій можна використовувати у два способи: через програму обробки зображень, встановлену на ПК, або безпосередньо через сенсорний екран. Транспортний механізм переміщує рентгеноскануючу плівку через пристрій, в якому зчитуючий лазер сканує електронну матрицю. Зіскановані дані перезображаються в цифрове зображення і передаються в програму обробки зображень.

Коли виконується запит сканування через обробку зображень, воно автоматично передається на ПК. Після зчитування електронна матриця проходить через пристрій видалення. Візуальні дані, що залишилися, видаляються під дією сильного світла. Після закінчення електронна матриця виштовхується для повторного використання. Пристрій може зчитувати до чотирьох рентгеноскануючих плівок одночасно, якщо вони мають однакове розширення [26].

Imaging Plate – це новий тип рентгенівських плівок, що складається зі спеціально розроблених люмінофорів, які вловлюють і зберігають енергію випромінювання. Збережена енергія стабільна до моменту сканування лазерним променем, який вивільняє енергію у вигляді люмінесценції. Ця люмінофорна технологія, була вперше застосована в галузі медичної рентгенівської діагностики, і вже має великі перспективи всфері науки та технологій. Люмінофор, що використовується для цих плівок, має особливі властивості: ця речовина знову випромінює світло при повторній стимуляції світлом з більшою довжиною хвилі, ніж довжина хвилі люмінесценції при першій стимуляції, наприклад, випромінюванням.

Пластина imaging plate – це гнучкий датчик зображення, в якому пучки дуже маленьких кристалів (близько 5 мкм) фотостимульованого люмінофору

фторброміду барію, що містить незначну кількість двовалентного європію в якості центру люмінесценції, що формується як $BaFBr:Eu^{2+}$, рівномірно нанесені на полієфірну підкладку.

Експонування зразків на пластину відбувається так само, як і для фотоплівки. Експонована пластина сканується лазерним променем червоного світла під час преміщення пластини з високою точністю у люмінофорному зчитувачі.

Під час транспортування експонована пластина сканується сфокусованим лазерним променем. Світло, що випромінюється лазером, збирається у фотоелектронний помножувач (ФЕП) через світловідвід і перетворюється на електричні сигнали.

Оброблене зображення, за необхідності, роздруковується у вигляді кольорової або напівтонової друкованої копії. Обробка зображень або даних включає в себе обробку щільності зображення, просторової частоти, операційне зменшення або додавання між кількома зображеннями, а також вимірювання дози випромінювання, довжини або площі. Пластину можна використовувати повторно після стирання залишкового прихованого зображення рівномірно опроміненим видимим світлом [19].

Бета-спектрометри – це прилади, що використовуються для вивчення спектру (розподілу енергії) бета-частинок. Він просторово розділяє траєкторії заряджених частинок у магнітному полі. Магнітне поле залежить від імпульсу частинок. Бета-спектрометри використовуються для аналізу енергії (енергетичного спектру) електронів і позитронів, що випромінюються під час ядерного розпаду. Бета-енергетичні спектрометри також використовуються для аналізу продуктів, які утворюють вторинні електрони (наприклад, збуджені електрони, фотоелектрони). Їх робота заснована на поведінці заряджених частинок під впливом електричних і магнітних полів. Джерелом енергії є тонка радіоактивна слюда або алюмінієва фольга. Енергія

вловлюється легким пластиком або детектором. Існує багато типів бета-спектрометрів. Найпоширенішим є магнітний бета-спектрометр. Для підвищення ефективності бета-спектрометра використовується магнітне поле, також відоме як подвійний фокус.

Найпоширенішими є бета-спектрометри з магнітним полем, що генерується в котушці (соленоїді). Основними характеристиками бета-спектрометрів є яскравість і роздільна здатність. Яскравість - це відношення кількості електронів (або позитронів), що використовуються в аналізі, до загальної кількості частинок, випромінюваних радіоактивним джерелом.

Роздільна здатність залежно від конструкції, зазвичай становить від десятків до десятків відсотків. Роздільна здатність бета-спектрометра - найменша різниця, відома як енергія (або частіше імпульс) електрона, яку може зареєструвати прилад. Точність бета-спектрометрів може досягати 0,01 відсотка. Як правило, чим вища роздільна здатність приладу, тим нижча інтенсивність випромінюваного світла [47].

Спектрометр енергій бета-випромінювання СЕБ-01-70 - це пристрій, призначений для вимірювання енергетичного спектра бета-частинок, що випромінюються радіоактивними речовинами. Цей тип спектрометра широко використовується в ядерних, радіаційних та ядерно-медичних дослідженнях для визначення властивостей бета-випромінювачів та контролю рівня радіаційної активності.

Основні характеристики і особливості СЕБ-01-70 можуть включати наступне:

1. **Діапазон енергій:** Спектрометр СЕБ-01-70 призначений для вимірювання енергетичного спектра бета-частинок в певному діапазоні енергій, який залежить від його конструкції та призначення.

2. **Детектор бета-частинок:** Він має вбудований детектор, який реєструє бета-частинки. Детектор може бути здатний визначати енергетичний спектр частинок та їхню активність.

3. **Електроніка обробки сигналу:** Спектрометр обладнаний електронікою для обробки сигналів, збору даних та аналізу енергетичного спектра бета-частинок.

4. **Калібрування:** Для точності вимірювань спектрометр може потребувати регулярного калібрування.

5. **Застосування:** Використовується для досліджень у галузі радіаційної безпеки, радіоекології, ядерної промисловості, медицини, наукових досліджень тощо [48].

Спектрометр енергій бета-випромінювання СЕБ-01-150 – це пристрій, який має схожий функціонал, як у свого попереднього колеги, але має особливості:

- СЕБ-01-150 призначений для вимірювання енергетичного спектра бета-частинок в діапазоні до 150 кеВ
- Це єдиний прилад, що дає змогу контролювати одночасно концентрацію ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K (за наявності додатково встановленого спектрометра гамма випромінювання СЕГ-001 АКП-С-63) у вимірюваному зразку без використання методів радіохімічного або фізичного концентрування.
- Є можливість роздільного визначення ^{90}Sr і ^{90}Y , що дає змогу проводити вимірювання лічильних зразків відразу після радіохімічного виділення ^{90}Sr , не чекаючи 2 тижні стану рівноваги.
- Експрес-контроль лічильних зразків на неперевищення допустимих рівнів за секунди і хвилини.

Програмне забезпечення "AKWin" дає змогу виконувати рутинні вимірювання операторам із мінімальною підготовкою та водночас є універсальним засобом для професіоналів, що проводять

дослідження. "AKWin" вирізняється оптимальними алгоритмами, гарною математикою, коректним розрахунком похибок вимірювання, можливістю автоматичного передавання результатів вимірювань до баз даних. Ця

програма дозволяє: управляти вимірюваннями; обробляти отримані спектри для визначення радіонуклідів, що містяться у вимірюваному зразку, та їх питому чи абсолютну активності; документувати результати обробки; забезпечувати проведення різних калібрувань спектрометра; зберігати спектри.

Наявність коротких "інструкцій оператору" для різних завдань контролю і вимірювань на додаток до повної документації дає змогу швидко освоїти вимірювання новим операторам.

Цей спектрометр грає важливу роль у контролі рівня радіаційної активності та в дослідженнях, пов'язаних із вимірюванням енергетичних характеристик бета-випромінювання [49].

СЕБ-01-70 і СЕБ-01-150 - це спектрометри енергій бета-випромінювання, і різниця між ними полягає в їхніх основних характеристиках:

1. Діапазон енергій бета-частинок:

- СЕБ-01-70 призначений для вимірювання енергетичного спектра бета-частинок у діапазоні енергій, який вказаний в назві, тобто до 70 кеВ.
- СЕБ-01-150 призначений для вимірювання бета-частинок у діапазоні енергій до 150 кеВ.

2. Застосування:

- Спектрометр СЕБ-01-70 може бути використаний там, де потрібно виміряти енергетичний спектр бета-випромінювання в діапазоні до 70 кеВ, такий як в деяких наукових дослідженнях та дослідженнях радіаційної безпеки.

Спектрометр СЕБ-01-150 може бути використаний для більших енергій бета-частинок і може бути корисним у більш широкому спектрі досліджень, включаючи радіоекологію, медицину, техніку та ядерну промисловість.

Обираючи між СЕБ-01-70 і СЕБ-01-150, необхідно враховувати специфічні потреби досліджень та вимоги до діапазону енергій бета-частинок, які планується вимірювати. Обидва спектрометри бета-випромінювання необхідні для визначення рівня радіаційної безпеки, моніторингу довкілля та діагностики в ядерній та медичній галузях. Вони дозволяють точно вимірювати енергетичний спектр бета-частинок і визначати рівень радіаційної активності в різних середовищах.

2.4. Коефіцієнт накопичення, розрахунок для риби

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів є важливими вхідними даними для моделювання переносу радіонуклідів у навколишньому середовищі та оцінки ризиків для людей і навколишнього середовища. Однак така інформація є обмеженою для багатьох комбінацій ґрунтових умов, видів рослин (культур) і радіонуклідів.

За відсутності радіоізотопних даних дедалі більшого поширення набуває використання коефіцієнтів накопичення стабільних елементів. Однак достовірність цього методу є суперечливою. Є важливим визначення зв'язку між коефіцієнтами накопичення радіонуклідів (^{137}Cs і ^{90}Sr) та стабільних ізотопів і їх дія на основні ґрунти Українського Полісся та основні сільськогосподарські культури, що там вирощуються. Радіоактивність ^{137}Cs та ^{90}Sr у відібраних зразках ґрунту та рослин вимірювали методами гамма-спектрометрії та радіохімії відповідно. Концентрації стабільних ^{133}Cs і ^{88}Sr визначали за допомогою мас-спектрометра NexION® 2000 після відповідної підготовки зразків. Отримані експериментальні результати показали слабкі

лінійні позитивні кореляції між коефіцієнтами накопичення ^{137}Cs в органах зерновиробництва та коефіцієнтами накопичення стабільного ізотопу, розрахованими для кислоторозчинної форми цього елемента в ґрунті. З

огляду на велику невизначеність в оцінках коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs , ці кореляції можна інтерпретувати як перші. Як перший підхід, вони

підтверджують, що стабільний коефіцієнт накопичення Cs може бути використаний для оцінки біологічної доступності радіоізотопів. Встановлено тісний зв'язок між коефіцієнтом накопичення ^{137}Cs сумішшю місцевих трав і

коефіцієнтом накопичення кислоторозчинної форми стабільного ізотопу цією рослинністю. Ця залежність є лінійною, але коефіцієнт пропорційності

більший за 1. На основі експериментальних даних встановлено сильну лінійну позитивну кореляцію між коефіцієнтами накопичення ^{90}Sr у

швидкозростаючих злаках, зерні кукурудзи та природних рослинах і відповідними коефіцієнтами накопичення стабільних ізотопів,

розрахованими для обмінної та кислоторозчинної форм цього елемента в ґрунті. У продукційних органах рослин коефіцієнти накопичення стабільних

ізотопів стронцію, розраховані для обмінної або кислоторозчинної форми цього елемента в ґрунті, можуть бути використані для оцінки відповідного

коефіцієнта накопичення ^{90}Sr . Коефіцієнти накопичення стабільного цезію і стронцію, розраховані за загальним вмістом у ґрунті, значно нижчі, ніж

відповідні коефіцієнти для цих радіоізотопів [20].

Експерименти з використанням додаткового "чистого" корму в природних умовах ЧЗВ призвели до збільшення вмісту ^{90}Sr в організмі риб

порівняно з контролем (до п'яти разів), що було пропорційне відносному збільшенню маси/кісткової тканини риб, які містили основну кількість

стронцію.

На основі цієї моделі можна оцінити динаміку питомої радіоактивності ^{90}Sr у кістковій тканині риб різних вікових груп у разі радіоактивного забруднення водойм і міграції риб із "забруднених" у "чисті" водойми.

Питома радіоактивність ^{90}Sr у м'язовій тканині риб із радіоактивно забруднених водойм не змінювалася з плином часу, хоча ріст риб збільшувався. Таким чином, прогнози, пов'язані зі надходженням ^{90}Sr до організму риб, дають змогу оптимізувати час вилову риби з мінімальною активністю після можливого радіологічного інциденту, пов'язаного з радіоактивним забрудненням водойми. Використання чистого корму як контрзаходу має бути обмежене водними системами, забрудненими радіоцезієм і незначним вмістом радіостронцію, оскільки експерименти з додаванням "чистого" корму показали підвищене накопичення ^{90}Sr у кістковій тканині риб. Отримані дані показують, що лабораторні дослідження шляхів забруднення риби радіонуклідами під час додавання "чистого" корму, використовуваної як контрзахід, мають бути підтверджені польовими експериментами, для того щоб розуміти шляхи накопичення і виведення радіонуклідів у природних кліматичних умовах.

Щільності забруднення ^{90}Sr і ^{137}Cs у районі ЧЗВ досягають 100 МБк/м^2 і 50 МБк/м^2 відповідно. Викид ^{90}Sr під час аварії стався здебільшого у складі матриці частинок ядерного палива [33, 34]. Через високу густину $8-10 \text{ г/см}^3$ і, відповідно, високу швидкість сухого осадження під дією сили тяжіння, частинки палива здебільшого впали на околицях аварії. [30, 31] Тому щільність забруднення ^{90}Sr и ^{137}Cs в 10-кілометровій зоні ЧАЕС різняться не більш ніж у 2 рази. У системах ґрунт-рослина ^{90}Sr характеризується більшою рухливістю та біодоступністю, ніж ^{137}Cs , тому на найбільш радіоактивно забруднених ділянках ЧЗВ вміст ^{90}Sr у воді та в рослинах закритих водойм (за винятком ставка-охолоджувача ЧАЕС) перевищує рівні забруднення ^{137}Cs [27, 28, 29]. Такі високі рівні забруднення у ставку-

оохолоджувачі ЧАЕС зумовлені вимиванням радіонукліда ^{137}Cs під час ліквідації аварії 1986 року. Нині концентрація ^{90}Sr у ставку-оохолоджувачі ЧАЕС знижується, що призводить до збільшення концентрації у воді та перевищення питомої активності ^{137}Cs . Згодом ^{90}Sr розчинився і вилугувався з паливних частинок, і цей радіонуклід став мобільним і включився в біогеохімічний цикл [33].

Озеро Глибоке є однією з найбільш радіоактивно забруднених водойм у ЧЗВ. За останні 25 років питома активність ^{90}Sr в озері залишається сталою та становить близько 100 Бк/л, у той час як питома активність ^{137}Cs знизилась у 2 рази до 3-5 Бк/л та залишається такою впродовж останнього десятиріччя.

Під час аварії частинки палива впали на поверхню озера Глибоке у ЧЗВ, але частина дрібних частинок не потонула через флотацію і була віднесена до західного берега. У результаті, на березі біля урізу води сформувалася смуга шириною близько 20-30 см, сильно забруднена радіонуклідами, отриманими з паливної складової чорнобильських випаднів, що створила потужність дози опромінення в повітрі до 10 мГр/г на висоті 0,1 м [33]. У період з 1998 по 2003 рік питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді були значно вищою (74-120 та 6-14 Бк л⁻¹), ніж активність трансуранових елементів (^{238}Pu - 5,0 мБк л⁻¹, $^{239-240}\text{Pu}$ - 10,7 мБк л⁻¹ та ^{241}Am - 6,1 мБк л⁻¹ відповідно).

Після Чорнобильської аварії екологічний період напіврозпаду ^{90}Sr у воді закритих водойм становив від 8,2 до 18,9 років, а ^{137}Cs - від 21,3 до 27,9 років [32]. Донні відкладення озера Глибоке формуються зі швидкістю близько 1 см на рік, і вже за 10 років питома радіоактивність верхнього шару стає сталою. Це свідчить про сучасну рівновагу радіонуклідного забруднення водного середовища ЧЗВ [21].

2.5. β -спектрометрія для вимірювання питомої активності Sr-90 .

Особливості підготовки зразків для вимірювання

Активність ^{90}Sr в кістках риб визначали після озолення в муфельній печі при температурі $550\text{ }^\circ\text{C}$, прямим методом на бета-спектрометрі СЕБ-01-70 (АКП, Україна) (Courti et al., 2002). Мінімальна детектована активність ^{90}Sr у кістковій золі за допомогою бета-спектрометра СЕБ-01-70 становить 1 Бк на зразок. Вольність кісток карася сріблястого становила $20\pm 3\%$ у розрахунку на сиру масу.

Якщо активність зразка менше 10 Бк, то питому активність ^{90}Sr у зразках визначають радіохімічним методом за стандартною методикою (Павлоцька, 1997) [22] з СЕБ-01-70. Відповідно до процедури, питому активність ^{90}Sr оцінюють за допомогою вимірювання активності дочірнього нукліду ^{90}Y . Радіохімічна підготовка зразка включає в себе розчинення зразка в 6 М HNO_3 з наступним осадженням оксалатом. Оксалати термічно ($600\text{ }^\circ\text{C}$, 2 години) розклали до карбонатів, які розчиняли в 2 М HNO_3 . Далі розділення $\text{Sr}-\text{Y}$ здійснюється шляхом співосадження Y з гідроксидом заліза. Осад відокремлювали від супернатанту центрифугуванням.

До надосадової рідини додавали носій Y і розчин зберігали протягом 2 тижнів, щоб ^{90}Y досяг рівноваги. Після цього ітрію осаджував у вигляді оксалату і його активність вимірювали на спектрометрі. Вихід Y методом радіохімічного розділення розраховували з використанням таких носіїв, як стабільний Sr та Y , що вимірювали за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра SpectrAA 250 Plus.

Після озолення матеріалу зразка і досягнення радіоактивної рівноваги між ^{90}Sr і його дочірнім нуклідом Y-90 застосовують процедуру екстракції для відокремлення вмісту Y-90 , який потім перетворюють на осад оксалату ітрію, придатний для підрахунку бета-частинок. Для визначення хімічного виходу ітрію використовують комплексометричне титрування.

Вимірювання активності $Y-90$, активність якого вважається рівною активності ^{90}Sr , здійснюється за допомогою низькорівневого бета-вимірювального приладу з анти конгруентністю.

Радіохімічне розділення

Процедура розділення призначена для обробки максимум 100 г золи, і може бути застосована до значно менших вихідних об'ємів без змін.

Риб'ячий попіл сушать при 110°C протягом однієї години і зберігають в ексикаті в очікуванні початку аналізу.

50 г золи з цільної риби або 100 г золи з рибного м'яса, залежно від ситуації, зважують у скляній склянці ємністю 1000 мл (висока форма) і змочують дистильованою водою.

Потім зразок зміцнюють наступними розчинами-носіями:

5,0	мл	розчину-носія	ітрію	(50	мг	Y^{3+})
1,5	мл	розчину-носія	стронцію	(60	мг	Sr^{2+})
2,5	мл	розчину-носія	барію	(50	мг	Ba^{2+})
2,0	мл	розчину-носія	цезію	(60	мг	Cs^{+})

Стронцій, цезій і барій слугують носіями утримання.

Зволожену золу збагачують 1 мл соляної кислоти ($12,1 \text{ моль-л}^{-1}$) на г золи, нагрівають до кипіння протягом 30 хвилин і охолоджують.

Разом з дистильованою водою (1 мл на г золи) реакційну суміш поміщають у відповідну велику центрифужну пробірку і центрифугують.

Прозорий розчин збирають у скляний стакан на 1000 мл.

Залишок суспендують, додаючи 1 мл соляної кислоти ($6,1 \text{ моль-л}^{-1}$) на г залишку, і центрифугують. Цю операцію повторюють. Щоразу надосадову рідину додають до розчину, отриманого на попередньому етапі.

Об'єднані розчини доводять до рН від 1 до 1,5 за допомогою розчину каустичної соди. При цьому необхідно переконатися, що солі не випадають в осад. Допускається незначне помутніння.

Охолоджений розчин (рН від 1 до 1,5) переносять у достатньо велику ділильну лійку (зазвичай 1000 мл) і змішують зі 100 мл біс-(2-етилгексил)-водневого фосфату (HDEHP , $0,45 \text{ моль-л}^{-1}$) в н-гептані.

Записують дату і час (точка відліку часу для Y-90), і воронку для розділення струшують протягом приблизно 10 хвилин.

Водний розчин (нижня фаза) відокремлюють і відкидають. Органічну фазу очищають п'ять разів по 100 мл соляної кислоти (1 моль-л^{-1}) протягом 1 хвилини. Очищувальний розчин відганяють.

Ітрії повторно екстрагують п'ять разів по 50 мл соляної кислоти (9 моль-л^{-1}). П'ять гідроксидованих екстрактів збирають у ділильну лійку на 500 мл. Органічну фазу, звільнену від вмісту ітрію, очищають 50 мл дистильованої води або розведеного розчину їдкого натру (приблизно 1 мг-л^{-1}) у послідовності вода, розчин їдкого натру, вода, а потім переносять у контейнер для збору розчинів органічних відходів.

Розчин соляної кислоти очищають 250 мл триоктилметилхлориду амонію в толуолі протягом 10 хвилин. Після цього водна фаза повинна бути безбарвною.

Водну (нижню) фазу переносять у скляну склянку на 1 л, попередньо наповнену 200 мл дистильованої води, і нагрівають.

Використовуючи розчин аміаку ($13,4 \text{ моль-л}^{-1}$), його нейтралізують і доводять до рН близько 9. Гідроксид ітрію, що міститься в розчині, спричиняє деяке помутніння. Його нагрівають до кипіння і охолоджують на льодяній бані.

Після охолодження більшу частину розчину декантують, а залишок розчину з осадом гідроксиду ітрію переносять у центрифугу.

Після центрифугування і відкидання надосадової рідини осад розчиняють у кількох краплях азотної кислоти ($7,2 \text{ моль-л}^{-1}$). Додають приблизно 20 мл дистильованої води, і ітрії осаджують у вигляді оксалату,

додаючи 25 крапель (приблизно 3 мл) насиченого розчину щавлевої кислоти при нагріванні.

Щоб перевірити, що процес осадження завершився, додають кілька крапель розчину аміаку ($13,4 \text{ моль-л}^{-1}$) до досягнення рН 1,5.

Розчин залишають охолоджуватися, поки осад не осяде, а потім фільтрують за допомогою всмоктувача Гана на синьо-смугастому фільтрі (вага була зазначена раніше!). Трохи дистильованої води і метанолу використовують для промивання скляної склянки.

Осад сушать при $110 \text{ }^\circ\text{C}$ протягом 30 хвилин, зважують, накривають майларовою фольгою і готують до вимірювання на носії з лічильним джерелом. Отриману наважку використовують для розрахунку щільності заповнення площі в $\text{мг}/\text{см}^2$.

Після вимірювання необхідно визначити хімічний вихід при розділенні ітрію. Гравіметричне визначення оксалату ітрію буде занадто неточним, оскільки щавлева кислота зазвичай осаджується разом з осадом. Тому вихід ітрію визначають комплексонометричним методом. Для цього потрібно розчинити осад оксалату ітрію. Тому осад разом з майларовою фольгою і фільтрувальним папером розчиняють у теплому розчині в колбі Ерленмейера на 300 мл з 10 мл розчину титриплексу-III ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$) і 20 мл боратного буфера ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$).

На кінчик шпателя додають індикатор еріохром чорний-T (розтертий з $\text{NaCl } 1:99$) і титрують розчином сульфату цинку ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$) до точки переходу від синього до фіолетового кольору.

Для порівняння, 50 мг ітрію з розчину-носія розчиняють у 10 мл розчину титриплексу-III ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$), 20 мл боратного буфера ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$) і кінчику шпателя з індикатором та титрують розчином сульфату цинку ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$).

Хімічний вихід ітрію розраховують за правилом трьох від витрати розчину титриплексу-III ($0,1 \text{ моль-л}^{-1}$) у джерелі з відомим вмістом ітрію і в джерелі з невідомим вмістом ітрію

Вимірювання активності

Для вимірювання осаду оксалату $Y-90$ використовується низькорівневий бета-антікоінцидентний лічильник, центральний детектор якого працює в режимі антикоінцидентії з охоронним детектором. Для подальшого зменшення фонового ефекту система детекторів обнесена навколо 20-сантиметровою сталеву оболонкою, що дозволяє досягти швидкості лічби фонового ефекту менше $8 \cdot 10^{-3} \text{ с}^{-1}$.

Вимірювання лічильного джерела $Y-90$ можуть бути порушені супутніми радіонуклідами (наприклад, $Ac-228$, ізотопами церію, продуктами радону). Зокрема, на перше вимірювання після підготовки лічильного джерела може впливати супутньо осаджений $Ac-228$ (період напіврозпаду 6,13 годин) або продукти радону з навколишнього повітря, які могли накопичитися в лічильному джерелі під час процесу фільтрації за допомогою відсмоктувача Гана.

Якщо ізомери церію були спільно осаджені, вони можуть спричинити збільшення чистої швидкості лічби, що може бути з упевненістю ідентифіковано як зовнішній внесок, тільки якщо джерело лічби буде повторно виміряно через кілька днів після цього.

Тому ми пропонуємо наступну процедуру:

Лічильне джерело $Y-90$ вимірюють три або чотири рази з інтервалом приблизно від 1 до 3 діб, застосовуючи періоди вимірювання 30000 с або 36000 с кожний. Реєстрація такого градієнта розпаду служить головним чином для наступних цілей:

1. У випадку неідеально однорідного і симетричного (в ідеалі круглого) осаду повторне встановлення джерела в детекторі призведе до

усереднення будь-якої залежної від положення швидкості лічби. Таким чином, виміряна середня швидкість підрахунку буде наближатися до ідеального джерела підрахунку ближче, ніж при одноразовому вимірюванні.

2. Якщо зменшення швидкості підрахунку не відбувається, як очікувалося, це може свідчити про наявність активності домішок, що заважає, як було зазначено вище.

Зареєстрований градієнт розпаду слугує для оцінки наявності збурень.

Якщо оцінка графічної ілюстрації або лінійної регресії не дає доказів наявності такого збурення, то для розрахунку активності ^{90}Sr може бути

використана чиста швидкість лічби першого вимірювання. Якщо

виявляється, що завищена чиста швидкість лічби стосується лише першого

вимірювання, то активність ^{90}Sr може бути визначена на основі чистої

швидкості лічби другого вимірювання (перше вимірювання тоді

відкидається). Якщо, з іншого боку, виміряна швидкість лічби зменшується

значно повільніше протягом усіх трьох або чотирьох вимірювань, ніж можна

було б очікувати відповідно до періоду напіврозпаду $Y-90$ (64,10 год), то це

свідчить про вплив більш довгоживучих радіонуклідів.

Внесок $Y-90$, що міститься в ньому, може бути кількісно оцінений

лише за умови, що він не надто малий відносно впливу збурення, за

допомогою лінійної регресії, що вимагає використання програмного

забезпечення з необхідними можливостями. Якщо таке програмне

забезпечення недоступне, рекомендується повторно провести радіохімічний

аналіз. Для калібрування вимірювального приладу для осадів оксалатів

виготовляють джерело калібрації $Y-90$ за допомогою розчину ^{90}Sr , який

знаходиться в радіоактивній рівновазі і точна активність якого повинна бути

відома. Для цього необхідно відокремити $Y-90$ за допомогою осадження

гідроксиду, після чого гідроксид знову осаджують для очищення. Нарешті,

$Y-90$ осаджується у вигляді оксалату і вимірюється.

Щільність заповнення на одиницю площі калібрувального джерела повинна відповідати щільності заповнення рулонних зразків. Для того, щоб зменшити вплив випадкових помилок (хімічний вихід, розподіл осадів, варіація ефективності), для калібрування слід використовувати декілька лічильних джерел. Хімічний вихід $Y-90$, $\eta Y-90$, визначається комплексометричним методом після вимірювання.

Для моніторингу ефективності детектора в довгостроковій перспективі використовується калібрувальне джерело, яке містить ^{90}Sr і $Y-90$ в радіоактивній рівновазі (рис. 2.2).

Швидкість підрахунку фонового ефекту отримана на основі більшої кількості вимірювань, проведених з різних неактивних осадів оксалату ітрію [23].

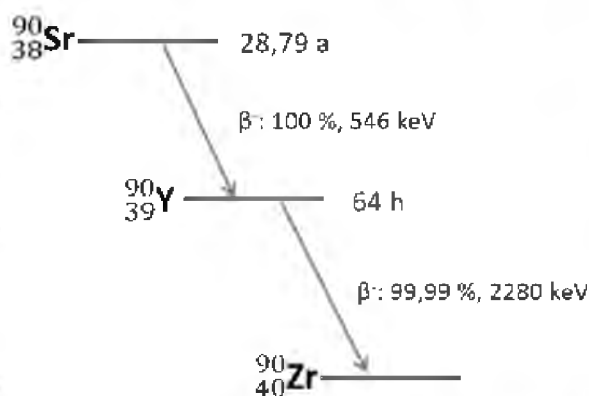


Рис. 2.2. Схема розпаду Стронцію-90 на дочірні нукліди Ітрій-90 та Цирконій-90.

Розділ 3. Результати та обговорення

3.1. Розподіл Sr-90 в скелеті карася сріблястого

Для того щоб дізнатися, як розподілився Стронцій-90 в скелеті Карася сріблястого, нам треба було підготувати пробу скелета і відправити його на авторадіографію (рис. 3.3 і 3.4).

Для цього, від тушки вже неживого і без органів Карася (конкретно цього встигли накликати Бобом) треба було відділити кістки та м'язові тканини, оскільки стронцій-90 – як аналог кальцію – накопичувався в кістках, і нам треба було максимально зменшити «коло» вимірювання.



Рис. 3.1. Підготовлені зразки для проведення авторадіографії

На рис. 3.1. зображені зразки скелета хребта карася сріблястого його верхня частина, середня і хвостова. Ці кістки були відділені вручну від м'язових тканин, за допомогою скальпеля та пінцета, щоб отримати якомога якісніший матеріал для експонування.

Кістки що ми отримали, були наклеєні на спеціальний клейкий папір і відкладені у непроникний для світла бокс, в якому експонувались протягом 30 днів.

На рисунку 3.2. видно результати зі сканера після експозиції фотоплівки.

Більш світлий колір свідчить про «засвічення» плівки радіонуклідом. Тобто ми бачимо, що як в верхній частині, середній і хвостовій, так і в ребрах, Стронцій-90 розподілився +/- рівномірно.

Ми мали наступні вихідні дані: 70 літрів води, стронцій-90 - 200 Бк/л = 14000 Бк на трьох особин.

Отже за 41 день, проведений у воді з активністю 200 Бк/л, карась сріблястий накопичив приблизно те, що ми бачимо на скані плівки.

Щоб дізнатись точніше, треба було проводити озолення проб кісток, але на жаль, це не надало нам результатів. Відсутність результатів може бути з двох причин. 1. Замало матеріалу. Кісток з хребта одної особини було замало, а використати інші ми не могли; 2. Замала доза. Риба побула у воді замало часу, для того щоб видати результати при озоленні, але достатньо, щоб проявитись на плівці.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України



Рис. 3.2. Зображення отримане зі сканера після експозиції фотоплівки
для зразків протягом 30 діб

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України



Рис. 3.3. і 3.4. Проведення підготовки проб.

3.2. Динаміка накопичення Sr-90 в скелеті карася сріблястого

Для дослідження динаміки накопичення ^{90}Sr в кістках карася сріблястого було проведено ще один лабораторний експеримент. При цьому були взяті особини значно меншого розміру. Вага риб від 15 до 21 грам. Використовували акваріум меншого об'єму – 27 л. Перед запуском риб у акваріум була підготовлена вода в ньому з об'ємною активністю ^{90}Sr 400 Бк/л. Через місяць була взята окрема проба води та здійснено контрольне вимірювання об'ємної активності радіонукліду у воді акваріуму. За результатами вимірювання отримали значення 350 ± 100 Бк/л. Це свідчить про те, що кількість розчиненого радіонукліду у воді за 30 днів експерименту

залишилася практично на тому ж самому рівні. Протягом усього часу експерименту рибу годували кормом з розрахунку 0,15% від маси тіла.

Для вивчення динаміки накопичення ^{90}Sr в кістках риби здійснили три відбори проб. Перший через 14 діб після початку експерименту (відібрано 2 риби), другий – через 31 добу (також взято 2 риби), третій – через 46 днів (1 рибина).

Була зафіксована маса риб на початку експерименту та на момент відбору зразків. Встановлено, що за період перебування риб у акваріумі їх маса дещо зменшилася, що може свідчити про недостатню кількість корму

(табл. 3.1)

Таблиця 3.1

Маса риб до експерименту та на момент відбору проб

№ риби	Перебування риби в акваріумі, діб	Маса до експерименту, г	Маса після експерименту, г
1	14	16,3	15,9
2	14	19,5	18,8
3	31	14,5	13,7
4	31	20,9	18,9
5	46	17,0	15,6

Після відокремлення кісток від м'язової тканини були сформовані проби для подальшого озолення. Перед озоленням зразки зважували. Маса зразків до та після озолення наведена в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2

Маса кісток відібраних для вимірювання питомої активності ^{90}Sr

№ риби	Перебування риби в акваріумі, дів	Маса до озолення, г	Маса золи, г
1	14	0,241	0,0842
2	14	0,321	0,0964
3	31	0,365	0,0763
4	31	0,368	0,1107
5	46	0,233	0,0819

В таблиці 3.3 відображені результати вимірювання питомої активності ^{90}Sr в зразках золи на β -спектрометрі СЕБ-001-70. Також було розраховано

значення питомої активності для кісток до озолення.

Таблиця 3.3

Питома активність ^{90}Sr в кістках карася сріблястого, Бк/г

№ риби	Перебування риби в акваріумі, дів	В золі	В кістках
1	14	6,5±1,5	2,27±0,52
2	14	5,4±1,3	1,62±0,39
3	31	8,6±1,6	2,15±0,41
4	31	10,7±1,8	3,22±0,55
5	46	15,4±2,8	5,41±0,97

Висновки

Наявність стронцію-90 у навколишньому середовищі залишається актуальною проблемою для України. Адже зона відчуження досі забруднена мігруючими довгоживучими радіонуклідами, які тримаються на одному, незмінному вже десятиріччя, рівні активності і продовжують опромінювати гідробіонтів як ззовні, так і зсередини. Стронцій-90 найчастіше відкладається в мул водойм, стаючи доступним для придонних рослин та їхтїофауни, що мешкає та харчується звідти. Аварія на Чорнобильській АЕС навіть після 37 років має вплив на навколишнє середовище, а науковці продовжують знаходити нові «сліди» тих подій, у вигляді радіоактивних «плям» або їх наслідків по різних частинах України та ЧЗВ. Найбільша кількість досліджень проводились на водоймах оз.Азбучин та оз. Глибоке, але війна внесла свої корективи, і багато дослідницьких експериментів повернулись від «відкритої живої» лабораторії, до звичайних, «закритих».

Предметом дослідження є представник родини коропових – карась сріблястий, бентофаг, який проживає і харчується в зонні донних відкладень, де у водних об'єктах і накопичується Стронцій-90. Оскільки стронцій-90 за своїми характеристиками подібний до кальцію – він накопичується в кістках, лусці і зубах, заміщуючи потрібний організму мікроелемент. Об'єктом дослідження і стала динаміка накопичення стронцію-90 в кістках хребта карася сріблястого, яку ми визначали за допомогою авторадіографа. Метод авторадіографії виявився ефективним, адже ми отримали певні результати на плівці, у вигляді засвічених кісток (що вказує на наявність у них Стронцію-90), але не точним, тому що порахувати точну питому активність, на жаль, не вдалось. Таким чином, наявність стронцію-90 можна дослідити завдяки методу авторадіографії, але варто використовувати його в сумі з методом озолення і подальшого вимірювання активності попелу.

В підсумку, стронцій-90 лишається одним із дозоутворюючих радіонуклідів в ЧЗВ, що дає нам можливість досліджувати наслідки цієї катастрофи, спостерігати поточний стан і прогнозувати шляхи вирішення, для того, щоб не повторити подібний досвід знову (враховуючи прищелепкуватих східних сусідів, варто бути обізнаними в подібних питаннях).

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

Список використаних джерел

1. Клименко О. М. Методичні вказівки до практичних робіт з дисципліни (лісівництво) на радіаційно забруднених територіях / О. М. Клименко. // НУВГП. – 2018. – С. 47.

2. Гудков Д. І. Проблеми водної радіоекології та радіаційна безпека навколишнього природного середовища / Д. І. Гудков // Актуальні питання радіобіології / Д. І. Гудков. 2023. – С. 160.

3. Гречанюк М. О. Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз.Бріт у ЧЗВ / М. О. Гречанюк, С. Є. Левчук, П. М. Павленко // Актуальні питання радіобіології / М. О. Гречанюк., 2023. – С. 160.

4. Каглян О. Є. Потужність поглиненої дози опромінення риб з озер ЧЗВ станом на 2021 рік / О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, В. В. Беляєв // Актуальні питання радіобіології / О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, В. В. Беляєв., 2023. – С. 160.

5. Павленко П. М. Заходи щодо зменшення вмісту стронцію 90 в рибі / П. М. Павленко, М. О. Гречанюк, С. Е. Левчук // Актуальні питання радіобіології / П. М. Павленко, М. О. Гречанюк, С. Е. Левчук., 2023. – С. 160.

6. Гудков Д. М. Неміщенні ефекти в радіобіології / Д. М. Гудков // Актуальні питання радіобіології / Д. М. Гудков., 2023. – С. 160.

7. Пришляк С. П. Вміст стронцію 90 та цезію 137 у надземних та підземних органах гелофітів водом зоні відчуження / С. п. Пришляк, В. В. Беляєв, О. М. Волкова // Актуальні питання радіобіології / С.В. п. Пришляк, В. В. Беляєв, О. М. Волкова., 2023. – С. 160.

8. Скиба В. В. Вміст стронцію 90 та цезію 137 у гідробіонтах деяких водойм лісостепу України / В. В. Скиба // Актуальні питання радіобіології / В. В. Скиба., 2023. – С. 160.

9. Каглян О. Забруднення радіонуклідами представників іхтіофауни озера Азбучин та інших водойм ЗВ ЧАЕС / О. Каглян, Д. Гудков, В. Кленус. // Вісник Львів. УН-ТУ. 2008. – №42. – С. 160.

10. Каглян О. Є. Накопичення Стронцію-90 представниками 'мирних' видів риб у водоймах ЧЗВ та інших водоймах України / О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, В. Г. Кленус. // Біологічні студії. – 2011. – №2. – С. 113–120.

11. Каглян О. Є. Риби ЧЗВ сучасний рівень радіонуклідного забруднення і дозові навантаження / О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, С. І. Киреев. // Гідробіологічний журнал. – 2019. – №3. – С. 86–104.

12. Порушення скелета у молоді риб із радіаційно забруднених озер ЧЗВ / Х. Д. Ганджа, Д. І. Гудков, І. М. Абрам'юк, О. Є. Каглян // Актуальні питання радіобіології / Х. Д. Ганджа, Д. І. Гудков, І. М. Абрам'юк, О. Є. Каглян., 2023. – С. 160.

13. Меньковська М. О. Радіонуклідне забруднення представників іхтіофауни ВО ЧАЕС / М. О. Меньковська, О. Є. Каглян, Д. І. Гудков // Актуальні питання радіобіології / М. О. Меньковська, О. Є. Каглян, Д. І. Гудков., 2023. – С. 160.

14. Беляев В.В., Волкова Е.Н., Скиба В.В. Определение скорости поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм пресноводных рыб. Гидробиол. журн., 2011. Т. 47, № 4, С 112 – 120.

15. Волкова О. М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... доктора биол. Наук. Київ, 2008. 34 с.

16. Радіонукліди у водних екосистемах України / [М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець В.В. та ін.], К.: Чернобыльинтеринформ, 2001. 318 с.

17. Реконструкція радіоактивного забруднення водних мас за даними про вміст радіонуклідів у рибах / В. В.Беляев, О. М. Волкова, С. П. Пришляк, В. В. Скиба. — Київ, 2021. — 362 с. — (Крок).

18. Гудков Д. І. Радіоекологія континентальних водоемів і радіаційна безпека навколишнього середовища // Д. І. Гудков // CHORNOBYL OPEN AIR LAB / Д. І. Гудков. – Київ, 2021. – (Крок). – С. 362.

19. Imaging plates [Електронний ресурс]

20. Використання стабільних цезію та стронцію для оцінки коефіцієнтів накопичення їх радіоактивних ізотопів / С. Левчук, В. Кашпаров, В. Морозова, В. Павлюченко // Актуальні питання радіобіології / С. Левчук, В. Кашпаров, В. Морозова, В. Павлюченко., 2023 – С. 160.

21. Кашпарова О. В. Показники моделювання надходження та виведення стронцію-90 і цезію 137 в організмі риб : дис. докт. біол. наук : 091 / Кашпарова О. В. – Київ, 2021. – 180 с.

22. І.М. Гудков. СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКА РАДІОЕКОЛОГІЯ / І.М. Гудков, В.А. Гайченко, В.О. Кашпаров. – Київ: Ліра-К, 2017. – 268 с.

23. G. Kanisch. Procedure for determining strontium-90 in fish / G. Kanisch, A. Krüger. // Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen. – 1992. – С. 120

24. Гудков І. М., Кашпаров В. О., Пареньок О. Ю. / Радіоекологічний моніторинг: навчальний посібник. Київ, 2018. 194 с.

25. ДСанПін 2.2.4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: від 01.07.2010. № 452/177. URL: https://dbn.co.ua/load/normativy/sanpin/dsanpin_2_2_4_171_10/25-1-0-1180

26. The CR specialists HD-CR/ CR 35 NDT computed radiography systems. URL: https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr_35_ndt/literature/WPE0100018_HD-CR_35_NDT_EN.pdf

27. IAEA, 2009. Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments / Vienna: IAEA-TECDOC-1616: IAEA, 2009.

НУБІП України

28. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments / Vienna: IAEA, 2010. P. 194.

29. Beresford N.A. et al. Radionuclide biological half-life values for terrestrial and aquatic wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* / Beresford, N.A., Beaugelin-Seiller K., Burgos J., Cuijic M., Fesenko S., Kryshch A., Pachal N., Real A., Su B.S., Tagami K., Vives i Batlle J., Vives-Lynch S., Wells C., Wood M.D. 2015. Vol. 150, P. 270–276.

30. Kashparov V. et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)*. 2018. Vol. 10. P. 339–353.

31. Kashparov V. et al. Spatial radionuclide deposition data from the 60 km radial area around the Chernobyl Nuclear Power Plant: results from a sampling survey in 1987 / Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M., Protsak V., Beresford N.A., Chaplow J.S. *Earth System Science Data (ESSD)* 2020. Vol. 12. P. 1861–1875.

32. Pröhl G. et al. Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems / Pröhl G., Ehlken S., Fiedler I., Kirchner G., Klemt E., Zibol G. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 91. P. 41–72.

33. Salbu B. et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment / Salbu B., Kashparov V., Lind O.C., Garcia-Tenorio R., Johansen M. P., Child D. P., Roos P., Sancho C. M. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 186(1). P. 101–115.

34. Липська А. та ін.. Радіоекологічні дослідження на місцях паливних радіоактивних випадків в Чорнобильській зоні відчуження. *Доповіді Національної академії наук України*. 2016. № 6. С. 133–139.

35. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: *Національна доповідь України*. К.: КІМ, 2011. 356 с.

36. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. 121с.

37. Радіонукліди у водних екосистемах України / [М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець В.В. та ін.]. К.: Чорнобильінтерінформ, 2001.

318 с.

38. Енергетична стратегія України на період до 2035 р. Міністерство енергетики України, Київ, 2017.

<http://mpe.kmu.gov.ua/minugol/doccatalog/document?id=245239554>.

39. Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. Journal of Environmental Radioactivity, 2009. V. 100. P. 1100-1108.

40. EPIC (Environmental Protection from Ionizing Contaminants in the Arctic) <https://cordis.europa.eu/project/id/ICA2-CT-2000-10032>

41. ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management)

https://cordis.europa.eu/docs/projects/files/508/508847/fp6-euratom-erica-consensus_en.pdf

42. FASSET (Framework for Assessment of Environmental Impact of Ionising Radiation in European Ecosystems).

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15700695>.

43. IAEA Annual Report for 2019. <https://www.iaea.org/sites/default/files/publications/reports/2019/ge64-3.pdf>

44. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 60. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of ICRP, 1991. V. 21 (1-3). 201 p.

НУБІП України

45. International Commission on Radiological Protection (ICRP).
Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on
Radiological Protection. Annals of ICRP, 2007. V. 37 (2-4). 34 p.

46. 16. International Commission on Radiological Protection (ICRP).
Publication 108. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference
Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2008. V. 38 (4-6). 251 p.

47. Покликання на бета-спектрометри і інформацію про них.
<http://tetra.ua/production/spectrometer/> (<https://sutura.org.ua/glosari/beta-spektrometr/>)

48. Покликання на інформацію про бета-спектрометр
(<https://pbrom.com.ua/p1477110039-spektrometr-energii-beta.html>)

49. Покликання на інформацію про бета-спектрометр
(<https://brom.ua/uk/spektrometr-energii-beta-izlucheniia-seb-01-150-ukr>)

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України