

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ  
Факультет тваринництва та водних біоресурсів

УДК – 639.215.4

ПОГОДЖЕНО  
Декан факультету тваринництва  
та водних біоресурсів  
Кононенко Р.В.

(підпис)

«\_\_» \_\_\_\_\_ 2021 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ  
В.о. завідувача кафедри  
гідробіології та іхтіології  
Рудик-Леуська Н.Я.

(підпис)

«\_\_» \_\_\_\_\_ 2021 р.

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

на тему «ВПЛИВ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ НА  
ІХТІОФАУНУ ОЗЕРА ГЛИБОКЕ»

Спеціальність 207. – «Водні біоресурси»  
(шифр і назва)

Спеціалізація

виробнича

(виробнича, дослідницька)

Магістерська програма «Охорона гідробіоресурсів»  
(назва)

Програма підготовки

Освітньо-наукова

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Керівник магістерської роботи  
К.Б.Н.

(підпис)

Н.Я. Рудик-Леуська

Виконав

(підпис)

О.О. Герасименко

Київ – 2021

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ  
Факультет тваринництва та водних біоресурсів

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Завідувач кафедри гідробіології та  
іхтіології

к.б.н., доцент Шевченко П.Г.

(підпис)

«    »      2021 р.

**ЗАВДАННЯ**

**ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ РОБОТИ СТУДЕНТУ**

**Герасименко Олені Олександрівні**

Спеціальність 207 «Водні біоресурси та аквакультура»

(шифр і назва)

Спеціалізація

виробнича

(виробнича, дослідницька)

Магістерська програма

«Охорона гідробіоресурсів»

(назва)

Програма підготовки

Освітньо-наукова

(назва)

**1. Тема магістерської роботи «Вплив радіоактивного забруднення на іхтіофауну озера Глибоке»**

затверджена наказом ректора НУБіП України від “13” листопада 2020 р. №

1784 «С».

**2. Термін подання завершеної роботи на кафедру:** „26” жовтня 2021 року

**3. Вихідні дані до дипломної роботи:** Об’єкт досліджень – Вода з озера

Глибоке та чотири види риб. Предмет досліджень – вміст радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді та представників іхтіофауни озера Глибоке. Методи досліджень –

загальноприйняті в іхтіології та гідроекології, теоретичні, статистичні, аналітичні, лабораторні.

# НУБІП України

## 4. Для досягнення мети були поставлені такі завдання:

4.1. проаналізувати наукову та науково-популярну літературу згідно теми

магістерської роботи;

4.2. розкрити фізико-географічні особливості та дати характеристику радіоактивного забруднення досліджуваної території;

4.3. охарактеризувати шляхи надходження та накопичення радіонуклідів в організмах риб;

4.4. ознайомитись з методиками визначення вмісту цезію-137 та стронцію-90 в організмах риб;

4.5. висвітлити та проаналізувати отримані дані на вміст цезію-137 та стронцію-90 в організмах риб;

4.6. з'ясувати основні заходи щодо зменшення рівня забруднення риб радіонуклідами;

4.7. зробити висновки та сформулювати пропозиції щодо зменшення рівня накопичення радіонуклідів в рибі та подальшого використання озера в рибогосподарських цілях;

## 5. Перелік графічного матеріалу: фото, таблиці, рисунки.

Керівники магістерської роботи

Н. Рудик-Леуська

(підпис)

Завдання прийняв до виконання

О. Герасименко

(підпис)

	<b>ЗМІСТ</b>	
<b>ВСТУП</b>	.....	5
<b>РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ</b>		
1.1. Радіоактивне забруднення вод	.....	7
1.2. Аспекти формування радіоактивного забруднення риб	.....	15
1.3. Дія радіонуклідного забруднення на гідробіонтів	.....	19
<b>РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ</b>		
2.1. Матеріали дослідження	.....	22
2.2. Методика дослідження зразків води, тканин та органів риб	.....	26
<b>РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>		
3.1. Фізико-географічна характеристика Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника	.....	30
3.2. Водні об'єкти заповідника	.....	32
3.3. Екологічна характеристика озера Глибоке	.....	34
3.4. Показники якості води	.....	37
3.5. Іхтіофауна озера Глибоке	.....	39
2.3. Заходи щодо зменшення рівня забруднення риб радіонуклідами	.....	45
<b>РОЗДІЛ 4. ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ</b>		
4.1. Розрахунок економічної ефективності	.....	47
<b>ВИСНОВОК</b>	.....	49
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ</b>	.....	50

## ВСТУП

Проблеми радіонуклідного забруднення довкілля особливо наслідки надходження техногенних радіонуклідів у водні екосистеми після аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р., висвітлюються у багатьох літературних джерелах. Значний обсяг виконаних досліджень був пов'язаний з встановленням закономірностей накопичення та перерозподілу радіоактивних елементів у компонентах водойм зони відчуження, закономірностей міграції радіоактивних речовин зокрема у воду та представників іхтіофауни.

Відстеження динаміки концентрацій забруднюючих радіонуклідів, вивчення доз опромінення гідробіонтів є частиною найважливішої сучасної проблеми, пов'язаної зі зниженням рівнів опромінення в умовах несприятливої радіаційної обстановки.

Абіотичні та біотичні компоненти екосистем озера Глибоке, яке розташоване на відстані 7 км від ЧАЕС, зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення. Під час вивчення розподілу радіонуклідів по компонентах водних екосистем і їх концентрування гідробіонтами особливий інтерес викликають риби, які займають в біогідрозеннях верхні трофічні рівні та входять до раціону харчування людини. Виходячи з цих положень, є актуальним дослідження сучасного стану водойми та представників іхтіофауни, прогнозування можливості майбутнього використання озера в рибогосподарських цілях.

Мета роботи: провести еколого-гігієнічну оцінку рівнів радіоактивного забруднення води та риби  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у одній з найбільш постраждалих водойм Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника.

Об'єкт дослідження: Вода з озера Глибоке та чотири види прісноводних риб-бенгофагів та зоопланктофагів, що домінують у даній водоймі: лящ (*Abramis brama* L.), карась звичайний (*Carassius carassius* L.), лин (*Tinca tinca* L.), краснопёрка (*Scardinius erythrophthalmus* L.).

Предмет дослідження: вміст радіонуклідів Цезію -137 та Стронцію – 90 у воді та представників іхтіофауни озера Глибоке

Під час написання роботи необхідно виконати такі завдання:

- проаналізувати наукову та науково-популярну літературу згідно теми магістерської роботи;

- розкрити фізико-географічні особливості та дати характеристику радіоактивного забруднення досліджуваної території;

- охарактеризувати шляхи надходження та накопичення радіонуклідів в організмах риб;

- ознайомитись з методиками визначення вмісту цезію-137 та стронцію-90 в організмах риб;

- висвітлити та проаналізувати отримані дані на вміст цезію-137 та стронцію-90 в організмах риб;

- з'ясувати основні заходи щодо зменшення рівня забруднення риб радіонуклідами;

- зробити висновки та сформулювати пропозиції щодо зменшення рівня накопичення радіонуклідів в рибі та подальшого використання озера в рибогосподарських цілях;

Методи дослідження: Теоретичні, статистичні, аналітичні, лабораторні.

Практичне значення роботи: Робота має інформативно прикладне значення.

Наукова новизна полягає у детальному вивченні рівнів радіоактивного забруднення іхтіофауни озера Глибоке Цезієм-137 та Стронцієм –90. Також отримано нові дані щодо рівнів накопичення  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді та представників іхтіофауни озера Глибоке.

## РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

# НУБІП України

### 1.1. Радіоактивне забруднення вод

Радіація заповнює весь Всесвіт. Радіоактивні речовини (РР) увійшли до складу Землі із самого її зародження. Вони знаходяться в гірських породах, воді, рослинах та тваринах. Навіть в органах людини завжди присутня певна незначна кількість радіоактивних елементів.

Вивченням біологічних процесів та абіотичних компонентів та їх ролі у функціонуванні водних екосистем займається наука гідроекологія. Вона спирається на такі базові дисципліни, як ботаніка, гідробіологія, мікробіологія, зоологія. Використовує дані гідрологічних і гідрохімічних досліджень. Важливе значення мають науки водна радіоекологія та водна токсикологія.

Данні науки не слід відносити лише до біологічних, це й соціально-екологічні дисципліни і мають велике соціальне значення. Оскільки вони розглядають вплив господарської діяльності людини на якість води, стан та функціонування водних екосистем в цілому як складових довкілля людини.

Для вирішення своїх завдань природничі науки, спираються на багатий арсенал методів:

спостереження в природі;

- вивчення видового складу живого населення водойм та кількісних показників розвитку окремих видів;
- лабораторні експерименти та експерименти на природних водоймах;
- хімічний аналіз води та донних відкладів;
- експерименти на окремих популяціях, біоценозах та екосистемах;
- лабораторне та математичне моделювання водних екосистем;
- застосування новітніх технічних засобів — підводного телебачення, різних датчиків для отримання оперативної інформації про стан водних організмів. [1]

Радіоактивність (РА) – нестійкість ядер деяких атомів, що виявляється в їх здатності до мимовільних перетворень (розпаду), що супроводжується виділенням іонізуючого випромінювання або радіацією. [30] Радіоактивність відкрив у 1896 р. Антуан Анрі Беккерель. Термін запропонувала Марія Склодовська-Кюрі в 1898 р.

Радіація, або іонізуюче випромінювання – це частинки і гамма-кванти, енергія яких досить велика, щоб при впливі на речовину створювати іони різних знаків. Радіацію не можна викликати за допомогою хімічних реакцій.

Слід розрізнити радіоактивність і радіацію. Джерела радіації – радіоактивні речовини або ядерно-технічні установки (реактори, прискорювачі, рентгенівське обладнання і т.п.) – можуть існувати значний час, а радіація існує лише до моменту свого поглинання в будь-якій речовині.

Штучна радіоактивність (ШР) – самовільний розпад ядер елементів, отриманих штучним шляхом через відповідні ядерні реакції. На даний час відомо понад 1500 штучних радіоактивних ізотопів, тоді як природних радіоактивних ізотопів існує лише близько 40, а кількість стійких (нерадіоактивних) ізотопів дорівнює 260.

У таблиці Менделєєва більше 100 хімічних елементів. Майже кожен з них представлений сумішшю стабільних і радіоактивних атомів, які називають ізотопами даного елемента. Відомо близько 2000 ізотопів, з яких близько 300 – стабільні. Наприклад, у першого елемента таблиці Менделєєва – водню – існують такі ізотопи: – водень Н-1 (стабільний), – дейтерій Н-2 (стабільний), – тритій Н-3 (радіоактивний, період напіврозпаду 12 років). [30]

Ізотопи елементів, які випускають радіоактивне випромінювання, називають радіонуклідами.

З трьох видів іонізуючого випромінювання, які мають важливе екологічне значення, два являють собою корпускулярне випромінювання (альфа- і бета-



частинки), а третє електромагнітне (гамма-випромінювання та близьке йому рентгенівське випромінювання).

Корпускулярне випромінювання (альфа-і бета-частинки) складається з потоку атомних або субатомних частинок, передавальних свою енергію всьому, з чим вони зіштовхуються.

Альфа-випромінювання- ядра атомів гелію, які мають у порівнянні з іншими частками величезні розміри. Довжина пробігу їх у повітрі дорівнює декільком сантиметрам, їх зупиняє листок паперу або верхній роговий шар шкіри людини. При зупинці вони викликають сильну локальну іонізацію.

Бета-випромінювання - це швидкі електрони. Вони набагато менше і довжина їх пробігу в повітрі дорівнює декільком метрам, а в тканині - декільком сантиметрам. Свою енергію вони віддають на протязі більш довгого сліду.

Іонізуюче електромагнітне випромінювання подібно зі світловим, відрізняючись більш короткою довжиною хвилі, воно проходить в повітрі великі відстані і легко проникає в речовину, вивільняючи свою енергію на протязі довгого сліду, так звана розсіяна іонізація.

Гамма-випромінювання легко проникає в живі тканини, може пройти крізь організм, не надавши ніякої дії, або не може викликати іонізацію на великому відрізку свого шляху. Дія гамма-випромінювання залежить від розміру джерела і енергії, від відстані між організмами і джерелом випромінювання, оскільки інтенсивність випромінювання експоненціально зменшується з збільшенням відстані.[1]

Всі існуючі радіонукліди ділять на два класи – природні радіонукліди і штучні радіонукліди (рис. 1.1). Основним джерелом надходження природних радіонуклідів в біосферу є земна кора. Значна частка може надходити з водою і певна частка – з атмосфери [30].

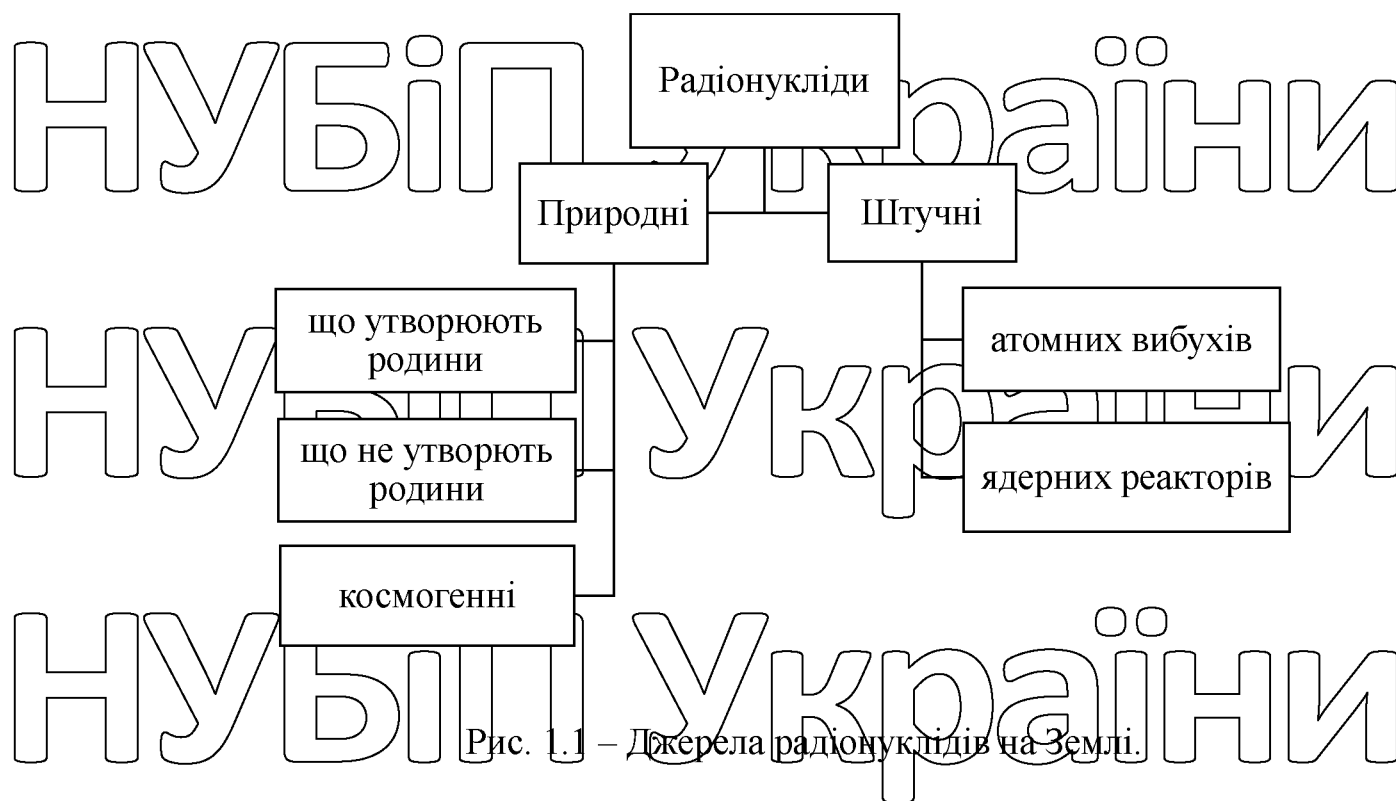


Рис. 1.1 – Джерела радіонуклідів на Землі.

Більшість природних радіоактивних елементів - важкі елементи з порядковими номерами від 81 до 96. Природні радіоактивні елементи шляхом альфа- і бета-розпаду перетворюються в інші радіоактивні ізотопи. Цей ланцюг радіоактивних перетворень називається радіоактивним рядом або сімейством [2].

У таблиці Менделєєва більше 100 хімічних елементів. Майже кожен з них представлений сумішшю стабільних і радіоактивних атомів, які називають ізотопами даного елемента. Відомо близько 2000 ізотопів, з яких близько 300 - стабільні. Наприклад, у першого елемента таблиці Менделєєва - водню - існують такі ізотопи:

- водень Н-1 (стабільний),
- дейтерій Н-2 (стабільний),
- тритій Н-3 (радіоактивний, період напіврозпаду 12 років).

Радіоактивні ізотопи зазвичай називають радіонуклідам.

Природне іонізуюче випромінювання складається з трьох складових:

НУБІП України

- космічна радіація (протони, альфа-частинки, гамма-промені),

- випромінювання радіоактивних речовин, присутніх в гірських породах,

грунті,

НУБІП України

- випромінювання радіоактивних речовин, що потрапляють в організм з повітрям, їжею і водою.

Одиниці виміру радіоактивності:

НУБІП України

- бекерель,  $1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад/с}$

- кюрі,  $1 \text{ Кі} = 3,7 * 10^{10} \text{ розпадів/с}$

- грей,  $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг}$

- рентген,

НУБІП України

- резерфорд,

- зіверт і т. д.

Радіоактивні води, що відзначаються високим вмістом природних радіоактивних елементів радію та радону (радієві, радонові та ін.) широко застосовують в лікувальних цілях.

НУБІП України

Пересування радіонуклідів в біосфері залежить від біотичних і абіотичних чинників. Причому роль цих факторів буде залежати як від самих радіонуклідів, так і від середовища, в якому вони знаходяться [29].

НУБІП України

Іонізуючі випромінювання не є незвичайним чи новим фактором на Землі. Всі живі істоти на Землі постійно піддаються впливу іонізуючої радіації шляхом зовнішнього та внутрішнього опромінення за рахунок природних і

НУБІП України

штучних джерел іонізуючих випромінювань (ІВ), які утворюють радіаційний фон (рис. 1.2).



Рис. 1.2. Джерела іонізуючих випромінювань на Землі

Природна радіоактивність вод перебуває у прямій залежності від мінералізації та радіоактивності порід, які вони омивають. Природна радіоактивність річкових, озерних та інших вод в основному визначається  $40\text{К}$ . Найвища радіоактивність у водах уранових і торієвих родовищ, а також мінеральних джерел. Для ґрунтових вод характерні високі концентрації природних радіонуклідів[7].

Радіоактивність вод уранових і торієвих родовищ, вод мінеральних джерел - найвища. Вміст природних радіонуклідів у таких водах досягає: урану –  $120 \cdot 10^{-6} \text{ г/дм}^3$  ( $2,96 \text{ Бк/дм}^3$ ), торію –  $50 \cdot 10^{-6} \text{ г/дм}^3$  ( $0,40 \text{ Бк/дм}^3$ ), радію –  $25,9 \cdot 10^3 \text{ Бк/дм}^3$ , радону –  $9,62 \text{ Бк/дм}^3$ [9].

Штучні радіонукліди утворюються в умовах штучних ядерних реакцій поділу і розпаду деяких елементів, а також одержують при бомбардуванні нерадіоактивних елементів потоком високо енергетичних частинок. Джерелами надходження штучних радіонуклідів в біосферу є атомні вибухи і ядерні

реактори. Переважна більшість їх є короткоживучими і внесок у дозу опромінення об'єктів біосфери формують практично декілька десятків радіонуклідів [1].

У різних країнах світу з самого початку оволодіння ядерними технологіями відбувались ядерні аварії, які призводили до забруднення радіонуклідами природного середовища. Супроводжувались викидами радіонуклідів у зовнішнє природне середовище аварії в Англії, США та інших країнах світу. Але найбільша за всю історію людства ядерна аварія сталася 26 квітня 1986 р. на Чорнобильській АЕС.

30-кілометрова зона навколо Чорнобильської АЕС була оголошена територією з обов'язковим відселенням населення. Нижня ділянка р. Прип'яті і верхня частина Київського водосховища були включені в зону відчуження.

Дніпро, його притоки та водосховища стали основними шляхами переносу радіонуклідів із забруднених територій у Чорне море.

Рівень загальної радіоактивності води спочатку визначався в основному вмістом йоду. Починаючи з другої половини червня, в залежності від міри розпаду  $^{131}\text{I}$ , рівень загальної радіоактивності визначався такими радіонуклідами, як стронцій-89, барій-140, рутеній-103, цезій-141, -144, цирконій-98 та у меншій мірі – цезій-134 і 137 [11].

Особливо інтенсивному радіонуклідному забрудненню була піддана водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС.

У перші дні і тижні після аварії радіонуклідне забруднення водойми-охолоджувача, в основному, формували  $^{131}\text{I}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ . Сумарна активність радіонуклідів у воді досягала  $3,7 \cdot 10^5$  Бк/дм<sup>3</sup>.

Зниження відбувалось внаслідок розпаду короткоіснуючих радіонуклідів, а також поглинання довгоіснуючих радіонуклідів донними відкладеннями. У післяаварійні роки найбільш суттєвим шляхом виносу радіонуклідів із зони відчуження ЧАЕС у віддалені райони став перенос з поверхневими водами.

Кількість радіонуклідів, що надходять із забруднених територій змінюється і залежить від водності року, формування дощових повеней і особливостей сніготанення на площах водозбору.

Забруднення 30-кілометрової зони навколо АЕС формувалось переважно високорадіоактивними частинками опроміненого палива, так званими «гарячими» частинками, в той час як у північно-східному і північно-західному напрямках забруднення значною мірою представлені продуктами конденсації.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## 1.2. Аспекти формування радіоактивного забруднення риб.

Розчинені у воді штучні радіонукліди засвоюються гідробіонтами, зокрема рибами, двома шляхами: по харчовому ланцюгу і безпосередньо з води в процесі мінерального обміну. Найбільш небезпечні в біологічному відношенні  $Sr^{90}$  і  $Cs^{137}$ . Будучи аналогами біогенних елементів кальцію і калію, вони в великих кількостях концентруються в організмі риб. В період ембріонального і раннього постембріонального розвитку риби засвоюють їх тільки з води (Шеханова, 1967). Після переходу риб на активне живлення основна кількість мінеральних речовин надходить в організм з кормів і частково з води. Особливо багато неорганічних речовин, зокрема кальцію і його аналога - стронцію, засвоюється з води в період закладки і формування скелетних елементів або при нестачі мінеральних речовин в кормах (Богоявленська, 1959). У великій мірі засвоєння розчинених речовин залежить від рівня мінералізації води. Прісноводні риби накопичують значно більше радіонуклідів, ніж морські. Наприклад, коефіцієнт накопичення в м'язах риб природного радіонукліда  $K^{40}$  з морської води дорівнює 10, а із прісної води 100 разів більше [15]

Кількість радіонуклідів, засвоєних рибами, значно перевищує їх кількість у воді. Наприклад, при концентрації в воді  $Sr$  1. 10-12  $Ki/l$  в організмі риб його виявляється 4. 10-10. 1. 100  $Ki/kg$  сирої речовини. При цьому формується дозове навантаження. При підвищенні вмісту радіонуклідів в середовищі радіоактивність риб також зростає, збільшується в порівнянні з природним дозовим навантаженням. У тканинах і органах риб рівень питомої активності радіонуклідів може перевищувати в десятки, а іноді і в тисячі разів рівень їх вмісту у воді [11].

Проблема забруднення водного середовища штучними радіонуклідами включає два аспекти: біологічний - вплив підвищеного рівня іонізуючої радіації на гідробіонтів і санітарно-гігієнічний - можливість використання людиною риби, виловленої з водойм, що містять радіоактивні продукти. Дослідження

біологічної дії на рибу штучних радіонуклідів почалися близько 15 років тому. В основному це були експерименти з рибами в період ембріонального розвитку. Ікру риб поміщали в радіоактивні розчини різної концентрації. Критеріями оцінки дії радіоактивних речовин служили показники виживаності і появи підвищеного в порівнянні з контролем кількості аномальних особин. Іноді додатково досліджували картину крові, рівень обміну, швидкість розвитку особин. В останні роки широко поширився цитологічний метод обліку кількості аберантних Анафаз-телофаза і зміни мітотичного індексу. На підставі результатів короткострокових експериментів автори намагалися підійти до оцінки дії певних, часто дуже невисоких, близьких до природних концентрацій штучних радіонуклідів. Передбачалося, що в період ембріонального розвитку тварини найбільш чутливі до дії іонізуючої радіації. При цьому не враховувалося, що риби в процесі еволюції пристосувалися до того, що на стадії ембріогенезу на них діють різні несприятливі абіотичні фактори (замори, різка зміна температури, механічний вплив, зміна солоності і т. П.), що викликають загибель великої кількості особин. Тому плодючість основної маси видів настільки велика, що не дивлячись на це забезпечує виживання і збереження виду [10].

Проблема забруднення водного середовища штучними радіоактивними речовинами включає ще один аспект - санітарно-гігієнічний. При визначенні гранично допустимих концентрацій радіонуклідів у відкритих водоймах слід мати на увазі, що риби в процесі обміну здатні накопичувати значні кількості розчинених у воді неорганічних речовин, в тому числі і радіоактивних ізотопів. Потрапляючи в раціон, така риба дає істотний внесок в дозу внутрішнього опромінення людини, що може привести до небажаних наслідків. Звідси можна зробити висновок, що гранично допустиму концентрацію штучних радіонуклідів в природних водоймах буде лімітувати не біологічну дію радіації на рибу та інших гідробіонтів, а передачу підвищеної кількості радіоактивних речовин по харчовому ланцюжку через рибу людині.



НУБІП УКРАЇНИ

Надходження радіонуклідів в організм риб може здійснюватися разом із забрудненою їжею або безпосередньо з води через зябра і шкіру. Довгий час не було єдиної думки про превалювання механізмів надходження радіоізотопів цезію і стронцію в організм риб [33].

НУБІП УКРАЇНИ

Протягом останніх декількох десятиліть були проведені численні дослідження накопичення радіоізотопів цезію у риб як в лабораторії, так і в польових умовах, які показали, що основним є «харчової» шлях надходження цих радіоізотопів в організм риб з відносно низькими швидкостями надходження безпосередньо через зябра і шкіру [34, 35].

НУБІП УКРАЇНИ

Відповідно до чинних державних гігієнічних нормативами в Україні ДР-2006 [12] норма не повинна перевищувати вміст  $^{137}\text{Cs}$  - 150 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  - 35 Бк/кг.

НУБІП УКРАЇНИ

Дослідження риб в умовах їх природного відтворення у водоймах, забруднених радіонуклідами, має важливе наукове і практичне значення, оскільки уточнення даних про діапазон адаптивних можливостей виду дає матеріал для розробки біологічно обґрунтованих рекомендацій про виловування рибної продукції та її використання з оптимальним економічним ефектом.

НУБІП УКРАЇНИ

Відомо, що у риб, які існують у водних екосистемах в умовах дії антропогенного, і в тому числі радіаційного навантаження, відбуваються певні зміни на етологічному, анатомічному, морфологічному, генетичному та інших рівнях. Однак сучасна радіоекологія ще не має чіткого уявлення про те, який саме рівень радіоактивності обумовлює опромінення організму риб з негативними наслідками для їх життєдіяльності і функціонування. Тому з питання про біологічні ефекти дії радіонуклідів риб одночасно існують такі, часом суперечні, концепції:

НУБІП УКРАЇНИ

- радіоактивне опромінення в невеликих дозах стимулює життєдіяльність ембріонів, підвищує швидкість ембріогенезу, прискорює темпи приросту маси тіла та лінійних розмірів личинок риби (Никольский, 1974);

- невисокі дози опромінення погіршують процеси кровотворення, знижують імунореактивність, сприяють посиленню паразитарних та інфекційних хвороб, порушують процес формування статевих клітин, негативно впливають на перебіг енергетичних процесів в організмі риби (Шеханова, 1977; Соломатина и др., 2000; Полякова, 2001);

- помітні ефекти на рівні тканин і органів можливі лише при значному, порівняно з природним підвищенні радіаційного фону, або при досягненні організмом певної поглинутої дози опромінення (Шеханова, 1977, 1983; Белова и др., 1993; Машнева и др., 1973, 1983);

- має значення фізична природа радіонукліда. Під впливом  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риби відбуваються переважно морфологічні зміни, а  $^{137}\text{Cs}$  біохімічні (Милишников, 1988); існує видова специфічність в реагуванні організму риби на радіоактивне опромінення (Жукінський, 1993);

- жодних закономірностей, пов'язаних із специфічним впливом малих доз радіації на рибу, на популяційному рівні не спостерігається, і дія радіаційного фактора цілком може бути прирівняна до дії таких чинників зовнішнього середовища, як термальне або хімічне забруднення (Печкурєнков, 1991; Зарубін, 1998).

Таким чином, незважаючи на велику кількість експериментальних робіт і спостережень в природних водоймах, питання про особливості впливу іонізуючої радіації на рибу потребують подальшого вивчення, бажано в режимі моніторингу, оскільки рівень радіоактивності досліджуваних водних об'єктів не є константним і змінюється з плином часу внаслідок переносу радіонуклідів біотичними та абіотичними компонентами гідробіоценозів.

### 1.3. Дія радіонуклідного забруднення на гідробіонтів

Природні та штучні радіонукліди, що містяться у водних екосистемах, генерують іонізуюче випромінювання. Дія іонізуючого випромінювання на речовини та організми призводить до іонізації - відриву електронів від атомів.

Виникнення іонів атомів і молекул супроводжується індукцією хімічних та біологічних реакцій у клітинах, тканинах і органах гідробіонтів. Іонізуючі випромінювання здатні розривати будь-які хімічні зв'язки та індукувати повільні хімічні реакції з великими іонними виходами. При цьому в процесі розвитку радіаційного ураження залучається величезна кількість макромолекул які безпосередньо не зачеплені опроміненням. Це значно посилює біологічну дію опромінення і підвищує загальний рівень якісних і кількісних руйнувань в клітинах і організмах [18-20]

Відсутність або принаймні недостатність процесів, відповідальних за відновлення пошкоджених структур, призводить до виникнення різних за глибиною, масштабами і накопиченням у часі пошкоджень біологічних структур на різних рівнях організації. Промєневе ураження гідробіонтів здійснюється у кілька умовних етапів і тісно пов'язане з рівнями біологічної організації [22].

Перший рівень - атомно-молекулярний: відбуваються надзвичайно швидкоплинні (від  $10^{-16}$  до 1 секунди) фізичні процеси поглинання енергії елементарними структурами (хромосоми, мембрани та ін.) і молекулами клітин, що супроводжується утворенням збуджених, іонізованих молекул і вільних радикалів.

Другий рівень - радіаційно-хімічних процесів (секунди-хвилин): відбуваються радикальні реакції, ланцюгові процеси, пряма і непряма дія радіації та первинна зміна надмолекулярних клітинних структур.

Третій рівень - біохімічної клітинної організації (хвилини-години): змінюється енергетика, опосередковано діє радіація на ДНК і порушується координація дії ферментних систем.

Четвертий рівень - цілісних організмів (години-місяці): прояви аномалій в рості та розвитку, морфологічні зміни окремих органів і організму в цілому, порушення різних фізіологічних та біохімічних реакцій, генетичні порушення, скорочення життя, загибель.

П'ятий рівень - популяцій (місяці-десятиліття): порушення структурно-функціональних і фенотипічних показників популяцій.

Шостий рівень - ценозів (роки-століття): порушення трофічних взаємовідносин, посилення селективних процесів, зниження видового різноманіття і дестабілізація популяційно-генетичної структури гідробіоценозів

[36].

Під дією іонізуючого випромінювання у гідробіонтів виникають радіаційна стимуляція, порушення різних фізіологічних і біохімічних реакцій, найрізноманітніші аномалії росту та розвитку, морфологічні зміни окремих органів і організму в цілому, спадкові зміни, скорочення тривалості життя і, нарешті, загибель. Зміни в біосистемах під впливом іонізуючого випромінювання отримали назву радіобіологічних ефектів [27].

Таким чином, радіонуклідне забруднення водою супроводжується як прямим ураженням біосистем внаслідок дії іонізуючого випромінювання, так і опосередковано - через порушення збалансованих структурно-метаболических зв'язків у гідробіоценозах. Якщо ураження гідробіонтів на атомно-молекулярному рівні проявляються протягом часток секунди, то на рівні

популяцій - через роки - століття. Можливість проявлення віддалених у часі наслідків зобов'язує сучасне суспільство відноситись з великою відповідальністю до проблем охорони гідросфери Землі від радіонуклідного

забруднення. При цьому необхідно мати на увазі, що за умов складного поєднання діючих природних та антропогенних факторів у гідробіонтів виникають зміни різного типу – від таких, що легко відновлюються, як, наприклад, інтенсивність фотосинтезу або дихання, до глибоких і незворотніх порушень у життєдіяльності найбільш стійких популяцій гідробіонтів, вимирання окремих видів і регресії гідробіоценозів. Якісні та кількісні зміни у водному середовищі завжди випереджають адаптаційні процеси гідробіонтів, які відбуваються з деяким запізненням. Час адаптації гідробіонтів залежить від сили діючих факторів, а також від метаболічної пластичності і здатності організмів пристосовуватись до змін, що відбуваються у водному середовищі [6].

Короткочасна зміна інтенсивності фотосинтезу або дихання під впливом хімічного забруднення або дії температури на найбільш чутливі особини буде відповідати події першого рівня (компенсаційні зміни в метаболізмі найбільш чутливих особин). Численні фактори, зокрема специфічні токсиканти, спричиняють порівняно вузько спрямовану дію, як, наприклад, сполуки-інгібітори фотосинтезу, здатні викликати загибель фотосинтезуючих організмів. Загибель фотосинтезуючих організмів і втрата біологічної цінності водної екосистеми згідно наведеної шкали відповідають рівню події з оцінкою у десять балів, що відображає максимально можливі порушення. 3/4 всього фотосинтезу та  $O_2$  в світі виробляють водорості [4].

Таким чином, біологічні системи водних об'єктів, що сформувалися в процесі багатоміліардної еволюції, зіткнулися з надзвичайно різноманітним антропогенним впливом, який особливо гостро проявляється у прогресуючому хімічному, тепловому та радіонуклідному забрудненні, що призводить до зниження видового різноманіття, спрощення трофічних ланцюгів і регресу гідробіоценозів.

# НУБІП України

## 2.1. Матеріали досліджень

В даній роботі мною проаналізовано дослідження, що стосуються вмісту в організмах риб Озера Глибоке біологічно небезпечних радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ . Предметом досліджуваних робіт були представники іхтіофауни озера Глибоке, що домінують у даній водоймі: лящ (*Abramis brama* L.), карась звичайний (*Carassius carassius* L.), лин (*Tinca tinca* L.), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* L.). Відбір проб води та гідробіонтів для визначення вмісту радіонуклідів здійснювалися в весняний сезон 2021р під час експедиційних виїздів фахівцями УкрНДІСГР НУБІП України із використанням методів, що найбільш поширені в гідробіологічних та радіоекологічних дослідженнях.

Мною були проведені лабораторні дослідження, що включали такі процеси: відбір, підготовка та вимірювання зразків води, м'язової, кісткової тканин та органів риби; вимірювання та обробка морфометричних даних; сортування, чіпкування та спостереження за рибою в лабораторних умовах; оцінка дозового навантаження на тканини та органи риби.

Озеро Глибоке розташоване на території лівобережної заплави р. Прип'яті на відстані 7 км в північно-східному напрямку від ЧАЕС. Озеро є відгалуженням Красненської стариці і являє собою водойму краплеподібної форми довжиною 1,2 км, із найбільшою шириною 250 м. Озеро утворилося внаслідок перекриття дамбою притоки р. Прип'ять. Спорудження дамби, що послужило утворенню озера, проводилося ще до 1986 року. Озеро характеризується високим вмістом радіонуклідів в усіх компонентах екосистеми, а також наявністю так званої смуги аномального забруднення на межі урізу води. Картографічний матеріал наведено за електронним ресурсом Google Earth. (Рис.2.1.1.)

НУ  
НУ  
НУ



Рис. 2.1.1. Озеро Глибоке

Особисті дослідження були проведені у період з 29.03.2021 по 22.05.2021 під час виробничої практики в підрозділі Національного університету біоресурсів і природокористування України «Українському науково-дослідному інституті сільськогосподарської радіології»

Головною метою діяльності УкрНДІСГР НУБІП України є проведення науково-дослідної роботи з проблем екології та проблем, пов'язаних з наслідками Чорнобильської катастрофи у сфері сільськогосподарського виробництва. Нині інститут є головним виконавцем Державної програми ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС.

В період практики в аналітичній лабораторії займались комплексними експериментальними роботами по радіаційному моніторингу іхтіоценозів, включаючи радіаційний контроль води та іхтіофауни озер, що дало мені змогу провести ряд досліджень з допомогою аспірантів УкрНДІСГР НУБІП України.



Рис. 2.1.2 УкрНДІСГР НУБІП України

Вимрювання вмісту  $Cs\ 137$  і  $Sr\ 90$  у пробах проводили за допомогою  $\gamma$ -спектрометричного комплексу (Рис.2.1.3.) та портативного  $\beta$ -радіометру ECOTEST MKC-05 Terra-П+.

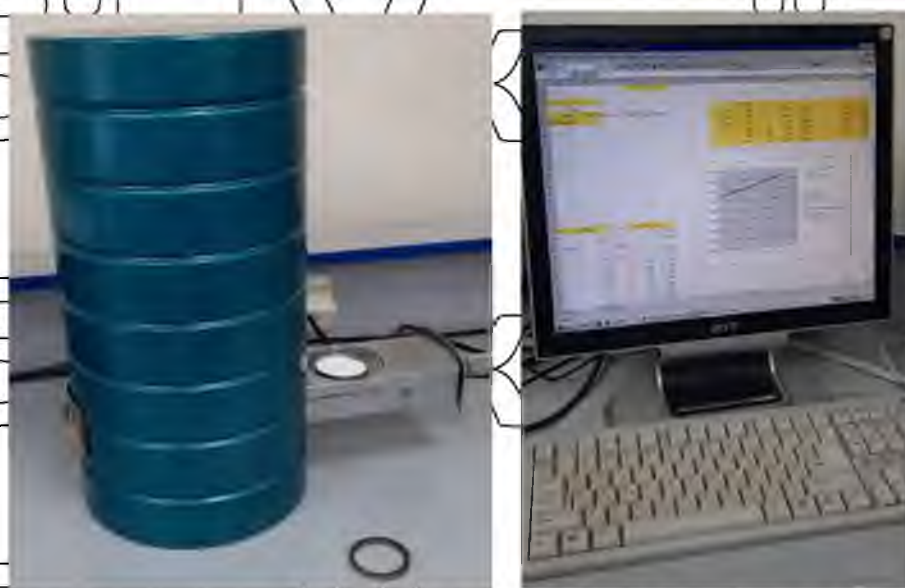


Рис. 2.1.3.  $\gamma$ -спектрометричний комплекс

Гамма-спектрометр — прилад для вимірювання довжини хвиль або енергії й інтенсивності гамма-випромінювання. Реєстрація  $\gamma$ -кванта в гамма-спектрометр зазвичай заснована на трьох основних процесах взаємодії  $\gamma$ -кванту з речовиною - фотоэффект, комптон-ефект і народження пари електрон-позитрон.



У гамма-спектрометр вимірюються енергії електронів та позитронів, яким  $\gamma$ -квант передає свою енергію. При вимірюванні дуже малих енергій важливу роль відіграє фотоефект. При високих енергіях основним процесом взаємодії  $\gamma$ -кванта з детектуючим матеріалом гамма-спектрометр є утворення пар.

Якщо, наприклад,  $\gamma$ -квант з енергією  $E$  викликає у детекторі фотоефект, то кінетична енергія вибитого з атома детектора електрона (фотоелектрона)  $E_e$  з точністю до незначної енергії віддачі атома визначається рівністю  $E_e = E - I$ , де  $I$  - добре відома для кожного атома енергія (потенціал) іонізації, складова одиниці-десятки eV для атомів із невисоким порядковим номером. Таким чином, вимір в гамма-спектрометр енергії електрона  $E_e$  дає енергію  $\gamma$ -кванта.

Результати вимірів вмісту (концентрації, питомої активності) радіонуклідів у гідробіонтах приведені в Бк/кг сирової маси при природній вологості. Здатність водних організмів акумулювати радіонукліди, що традиційно виражається у вигляді коефіцієнта накопичення ( $K_n$ ), визначали шляхом розрахунку відношення питомої активності радіонуклідів у тканинах середньорічного вмісту.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## 2.2. Методика дослідження зразків води, тканин та органів риби

Вивчали абіотичні і біотичні складові екосистеми озера Глибоке з метою проведення екологічної оцінки його сучасного стану. Використовували загальноприйняті методики гідрохімічного аналізу води.

Експрес-аналіз гідрохімічних параметрів середовища здійснювали за допомогою приладів: Багатопараметричний рН-метр-іономер "Екотест-2000" -  $O_2$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $CO_2$ , фосфати, рН; термооксиметр «DO200A» - t в  $^{\circ}C$ ;  $O_2$ ; рефрактометр «RZ-118» - солоність ‰ і щільність води.

Проби води відбирали по 2–3 л кожна батометром із поверхневих (на глибині 30–50 см від дзеркала води) і глибинних шарів (не менше 10–15 см від дна), з човна, не допускаючи замулювання ґрунту, так щоб проба відповідала всій масі досліджуваної води. Проби води відстоювали упродовж 4–7 діб з наступним відокремленням зависей та фільтрацією (Рис. 2.1.1.). Воду для аналізу відбирали у чисті склянки, вимиті без мила. Перед наповненням склянку промивали 2–3 рази досліджуваною водою. (Згідно правил відбору зразків патологічного матеріалу, крові, кормів, води № 15-14/111)



Рис. 2.1.1. Проба води з озера Глибоке

З вибірки риби (близько 20 кожного виду) приблизно однакового розміру та віку було відібрано по 7 екземплярів із середньою масою  $11,5 \pm 5$  г і довжиною тулуба  $10 \pm 1,5$  см.

При перевезенні відібраних екземплярів у лабораторію, риба знаходилась у ємкості 50 л з водою з озера Глибоке. По приїзді в лабораторію риба відібрана по видам і переміщена в контейнери (Рис. 2.1.2.) Температура води підтримувалась в діапазоні  $22^{\circ}$  С. Вода близька за хімічним складом воді озера Глибоке ( $^{39}\text{K} - 1,4 \pm 0,5$  мг/л;  $^{44}\text{Ca} - 1,4 \pm 0,5$  мг/л;  $^{88}\text{Sr} - 0,11 \pm 0,04$  мг/л;  $^{133}\text{Cs} - 5 \pm 3$  мг/л), із вмістом  $^{137}\text{Cs}$  менше 0,01 Бк/л. []



Рис. 2.1.2. Контейнери з досліджуваною рибою

При дослідженні біологічного стану риби проводили їх повний біологічний аналіз. Визначали: видову приналежність, розміри та масу.

Вимірювання довжини (в см) проводили за допомогою лінійки (Рис.

2.1.4.). Вимірювали: абсолютну довжину –  $ab$  (від початку риби до кінця хвостового плавника), довжину по СМТ –  $ac$  (від початку риби до розвилки хвостового плавника) і довжину тулуба від початку риби до кінця лускатого покриву –  $ad$ .



Рис. 2.1.4. Вимірювання довжини риби

Зважування води, риби та органів проводили на технічних та аналітичних

вагах з точністю до 0,01 г / 0,001 г AXIS AD200 (Польща) відповідно (Рис. 2.1.5.)



Рис. 2.1.5. Зважування риби

Проби відбирали різних органів: шкіру з м'язами, зябра, печінку,

селезінку, серце, кишечник, плавальний міхур, головний мозок, кістки (Рис. 2.1.6.)



Рис. 2.1.6. Відбір проб органів риби

В лабораторних умовах визначали активність радіонуклідів цезію в пластикових ємностях – сосули Марінеллі, об'ємом 1 л на установці малого фону спектрометричному комплексі ADCAM-300 (Програмне забезпечення GammaVision 32) (Рис.2.1.3.) Жива риба розміщувалась в посуді з водою, сумарну масу доводили до 1 л. Вимірювання тривало 10-15 хв.



Рис.2.1.3. Установка малого фону ADCAM-300

Для вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді та відібраних зразках риби використовували калібрувальні еталонні джерела з відомою активністю.

## РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 3.1. Фізико-географічна характеристика Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника

Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник створено Указом Президента України від 26 квітня 2016 року № 174 «Про створення Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника».

Заповідник розташований в Іванківському і Поліському районах Київської області в межах зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Об'єкти природного заповідного фонду вказані в Табл. 3.1.1.

Заповідник є бюджетною, неприбутковою природоохоронною, науково-дослідною установою загальнодержавного значення і створений з метою збереження у природному стані найбільш типових природних комплексів біосфери, здійснення фонового екологічного моніторингу, вивчення навколишнього природного середовища, його змін під впливом антропогенних факторів.

Табл. 3.1.1. Об'єкти природного заповідного фонду [31]

Номер	Назва
1	Загальнозоологічний заказник «Чорнобильський спеціальний»
2	Гідрологічний заказник «Іллінський»
3	Лісовий заказник «Гухівський»
4	Ботанічна пам'ятка природи «Вікові дубові насадження»
5	Ботанічна пам'ятка природи «Вільхові насадження»
6	Ботанічна пам'ятка природи «Ділянка сосни звичайної»
7	Комплексна пам'ятка «Городище»
8	Ботанічна пам'ятка «Буб»
9	Ботанічна пам'ятка природи «Чорновільхові насадження понад р. Прип'ять»
10	Ботанічна пам'ятка природи «Насадження дуба черешчатого»
11	Заповідне урочище «Вікові дубові насадження»

Карта Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника (Рис. 1.3.2.) Загальна площа Заповідника становить 226964,7 гектара. Адреса Заповідника: Київська область, Іванківський район, смт Іванків, вул. Толочина,

28

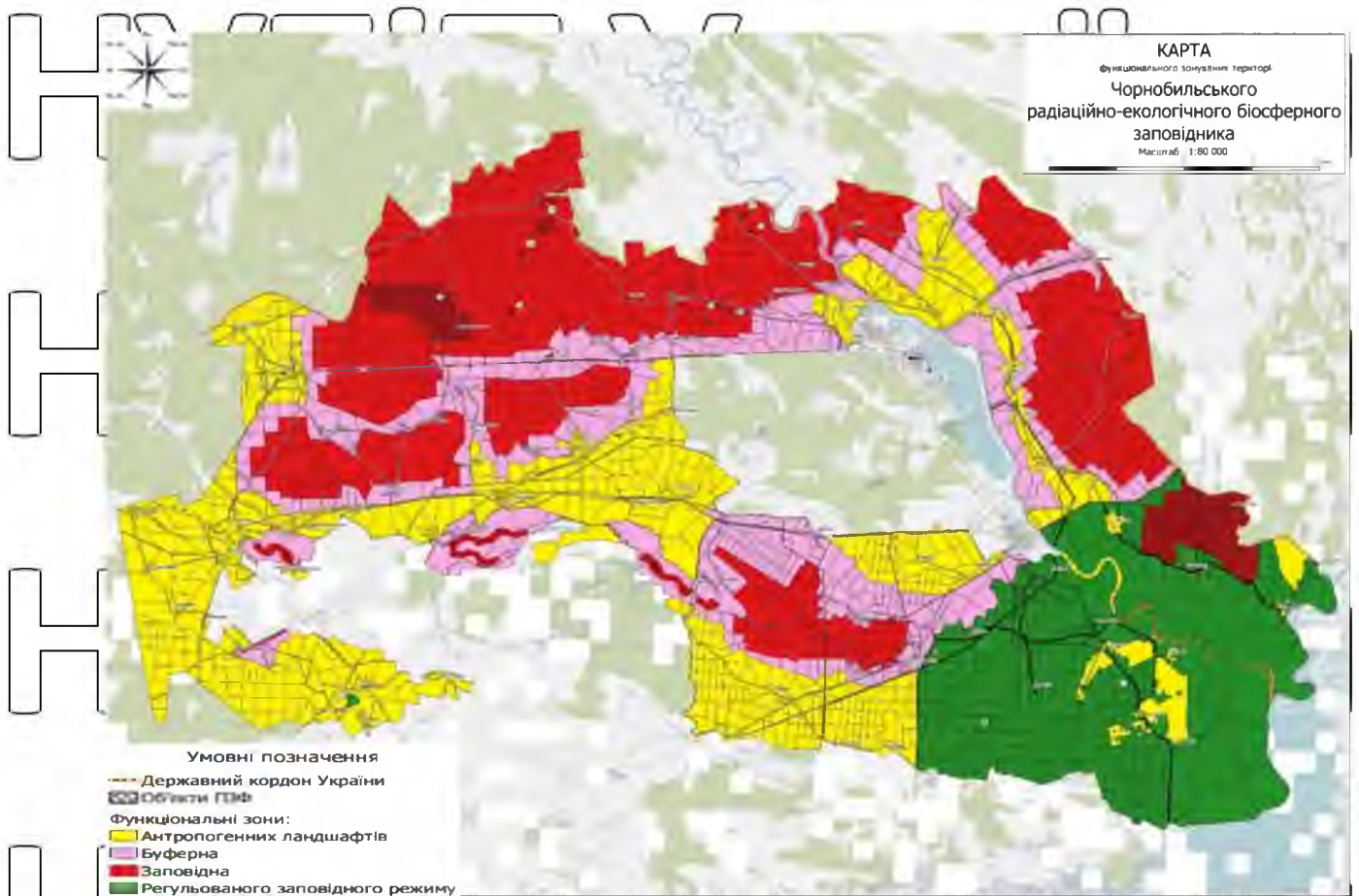


Рис. 3.1.2. Карта Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника

Заповідник створено з метою збереження в природному стані найбільш типових природних комплексів Полісся, забезпечення підтримки та підвищення бар'єрної функції зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення, стабілізації гідрологічного режиму та реабілітації територій, забруднених радіонуклідами, сприяння організації та проведенню міжнародних наукових досліджень

### 3.2. Водні об'єкти Чорнобильського заповідника

Водні об'єкти Чорнобильського заповідника дуже різноманітні. Це розгалужена мережа річок, струмків, озера, великі площі водно-болотних угідь, меліоративні канали, ставки та північно-західний відріг Київського водосховища.

Загальна площа поверхневих вод понад 20 тис. га, що становить десяту частину території Заповідника. Довжина річкової мережі 260 км, з яких 60 км – це річка Прип'ять. Довжина меліоративних каналів більше 160 км. Територією Заповідника протікає вісім річок: Прип'ять, Уж, Сахан, Ілля, Брагінка, Несвіч,

Вересня, Брезля.

Водна система зони відчуження протягом багатьох десятиліть зазнала великих змін. Канали на 80% позаростали та замулилися, стан 27

гідротехнічних споруд постійно погіршується. Проблема існування старих

гідромеліоративних систем на території заповідника – одна із найгостріших,

адже це призводить до нестабільності в екосистемі території.

Найбільшим об'єктом за площею водного басейну та довжиною є права

притока Дніпра - річка Прип'ять, яка впадає у Київське водосховище. Прип'ять

умовно поділяє зону відчуження на дві частини: ліво- та правобережну.

Прип'ять завжди була чистою річкою. Чистими були всі річки на території

нинішньої зони відчуження, адже навколо жодного великого промислового

підприємства, яке б скидало відходи.

Під час будівництва атомної електростанції природне русло Прип'яті

змінили. 1977 року було споруджено величезний штучний об'єкт – став-

околоможувач ЧАЕС, площею 22 км<sup>2</sup>. Рівень води ставу - на 4-6 м вище рівня

Прип'яті! Штучно підтримувала потужна насосна станція. Зараз ця водойма

виведена з експлуатації, а на її місці утворилися заплавні водно-болотні угіддя.

Після аварії на ЧАЕС управління водними об'єктами зони

відчуження стало одним із першочергових завдань, адже річки стали основним

шляхом транспортування радіоактивних речовин у Прип'ять та Дніпро. Щоб



заобігти цьому, було розпочато масштабне будівництво захисних гідротехнічних споруд – дамб та перемичок. На Трип'яті було перегороджено кілька стариць та затонів. У руслі, на дні, створили спеціальні пастки. Деякі річки та струмки перекрили спеціальними фільтраційними дамбами. Загалом

же зведено 136 водоохоронних об'єктів. Перед дамбами утворилися різні за

площею водні дзеркала. Для запобігання виносу радіонуклідів через водні потоки штучно понижували рівень води з метою осушення. На сухих ділянках радіонукліди

«завмирали», тобто втрачали екологічну мобільність. Станом на сьогодні

фахівці відзначають, що ризики міграції радіонуклідів водними шляхами зменшилися в рази. На думку фахівців, зараз найбільшими є ризики міграції радіонуклідів повітряним шляхом через дим від лісових пожеж, які все частіше

виникають у зоні відчуження.

Вирішення питання доцільності існування гідромеліоративних систем є одним із основних, що стоять перед фахівцями заповідника, іншими організаціями й підприємствами системи Державного агентства зони відчуження та науковими установами.

Водні об'єкти відіграють величезну роль у формуванні біорізноманіття Чорнобильського заповідника. Доведено наявність у Чорнобильському заповіднику 51 виду риби. Більшість із них – це мешканці р. Прип'ять, навколоприп'ятьських водно-болотних угідь та верхів'я Київського водосховища, які є багатими нерестовищами та місцями нагулу риби. Найбільш

відомі: щука, плітка, окунь, лящ, язь, краснопірка, густера, чехоня, судак, карась сріблястий, сом європейський, сазан, підуст.

Більшість водних об'єктів зони відчуження не зберегли свого природного стану. Але на даний час, після зменшення впливу людини на природу,

утворилися певні більш-менш стабільні екосистеми. Це – важливі території для збереження популяцій рідкісних видів рослин і тварин, вони відіграють

важливу роль у відтворенні біологічного різноманіття України та Європи загалом.

### 3.3. Екологічна характеристика озера Глибоке

Озеро Глибоке розташоване на території лівобережної заплави р. Прип'яті на відстані 7 км від ЧАЕС. Озеро з розширеним сльпим відгалуженням Красненської стариці і являє собою водойму форми довжиною 1,2 км, із найбільшою шириною 250 м. Озеро розташоване на території одамбованої ділянки Красненської заплави і характеризується високим вмістом радіонуклідів в усіх компонентах екосистеми, а також наявністю так званої смуги аномального забруднення на межі урізу води.

Водна оболонка біосфери є найважливішим депо надходження і захоронення природних і штучних радіонуклідів. Під час осідання радіонуклідів з атмосфери значна їх частина потрапляє на дзеркало води. Так, великого радіонуклідного забруднення зазнало озеро Глибоке, яке розміщене на лівому березі р. Прип'ять у ближній п'яти кілометровій зоні відчуження Чорнобильської АЕС. У перші дні після аварії радіонукліди потрапляли у озеро в наслідок прямих скидів забруднених радіонуклідами водних мас атомної електростанції та з атмосферними опадами із радіоактивних хмар.

Абіотичні та біотичні компоненти екосистем цього водойму зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення. На сьогодні радіаційна обстановка озера формується такими елементами:

Cs-137 – найбільш біологічно небезпечний ізотоп, обумовлює до 90% дози зовнішнього опромінення персоналу зони відчуження; період напіврозпаду – близько 30 років. Доволі легкоплавкий та леткий елемент, тому саме він обумовив глобальну картину забруднення.

Sr-90 – ізотоп має значну мобільність в екосистемах (ефективно вбудовується у ланцюг «грунт – рослина – тварини – опади – грунт»); водорозчинний – є основним компонентом потоку радіоактивних речовин, котрі потрапляють за межі зони водним шляхом. Тугоплавкий елемент, тому

переважна його більшість випала у зоні відчуження. Період напіврозпаду – приблизно 29 років.

Pu (ізотопи 238, 239, 240) – за фізичними властивостями тугоплавкий елемент, тому переважна його більшість випала у межах зони відчуження. Має значну небезпеку (як альфа-випромінювач та хімічно токсичний), однак не має значної екологічної та біологічної мобільності. Період напіврозпаду Pu-239 складає 24 тис. років. Відповідно, ізотопи цього елемента будуть обумовлювати радіаційну ситуацію на території ЗВІЗБ(О)В у далекій перспективі.

Am-241 – продукт розпаду Pu-241, єдиний радіонуклід аварійного викиду, активність якого зараз збільшується; досягнення максимуму його кількості прогнозується на середину цього століття. За своїми характеристиками подібний до Pu. Період напіврозпаду складає 433 роки.

Діапазони питомої активності радіонуклідів для всіх видів риб, відловлених у полігонних водних об'єктах ЧЗВ у період 1997 – 2009 років представлені в Табл. 3.3.1.

Табл. 3.3.1. Середньорічний вміст радіонуклідів у озері Глибоке, Бк/л [2]

Роки	Sr <sup>90</sup>	Cs <sup>137</sup>
1997	100	13,2
1998	120	14,0
1999	120	13,6
2000	103	7,8
2001	79	7,0
2002	74	7,2
2003	102	6,8
2004	135	6,2
2005	140	6,3
2006	160	3,6
2007	110	3,5

2008	95	370
2009	98	33

Виходячи з таблиці можна сказати, що середньорічний вміст стронцію у озері Глибоке коливається на протязі 14 років, а цезію поступово знижується.

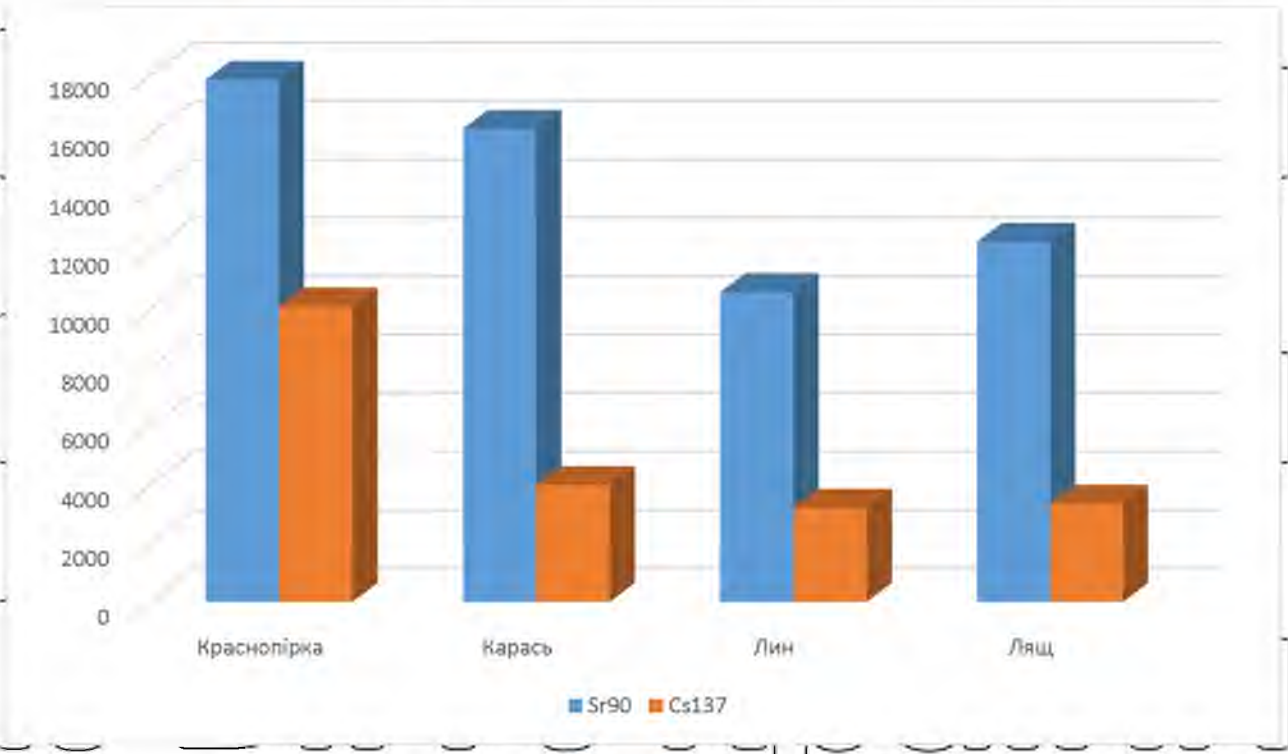


Рис. 3.3.1. Середній вміст радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у педставників іхтіофауни озера Глибоке в 2006 - 2011, Бк/кг [3].

Аналізуючи данні Рис. 3.3.1., можна побачити, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у різних видів риб різниться. Найбільший вміст реєструється у Краснопірки, як цезію так і стронцію. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у карася лина та ляща коливається в районі 2000- 4000 Бк/кг.

### 3.4. Показники якості води

Нормування якості води полягає у встановленні для неї сукупності допустимих значень показників її хімічного складу і властивостей, при яких надійно захищається здоров'я людей, створюються сприятливі умови водокористування й екологічне благополуччя водного об'єкту.

Якість води належить до найважливіших показників, що визначають можливість раціонального використання водних ресурсів. Оцінюється вона за фізико-хімічними, біологічними і мікробіологічними показниками, аналіз яких дає змогу встановити відповідність чи невідповідність води певного водного об'єкта вимогам, які ставляться водокористувачами.

Оцінка якості води залежить від мети і характеру використання водних ресурсів. У різних водокористувачів вимоги до якості води різні. Вимоги до якості вод, які використовуються для господарсько-питних, культурно-побутових і рибогосподарських потреб, викладено в «Правилах охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» (1990 р.).

Правилами встановлено загальні вимоги щодо попередження забруднення поверхневих вод, введена вимога дотримання ГДК шкідливих речовин у воді, введено поняття лімітуючої ознаки шкідливості (ЛОШ) речовин у воді, рекомендовані контрольні створи (пункти) за видами водокористування, в яких має забезпечуватися дотримання нормативів ГДК.

У Правилах приведені технічні умови відведення стічних вод, вказується, в яких випадках скидання їх у водні об'єкти заборонене, даються загальні рекомендації для розрахунків змішування і розведення стічних вод, визначено порядок узгодження умов відведення у водні об'єкти та порядок контролю за ефективністю очистки, знешкодження та знезаражування стічних вод [33].

У випадках одночасного використання об'єкта для різних потреб при визначенні умов скидання стічних вод керуються більш жорсткими вимогами

нормативів якості, які ставляться окремими водокористувачами. В практиці охорони вод використовують звичайно рибогосподарські нормативи.

Для вироблення єдиних вимог щодо показників якості води країнами-членами колишньої Ради економічної взаємодопомоги були прийняті єдині

критерії якості вод, згідно з якими під нормативами якості слід розуміти допустимі (граничні величини) показники фізико-хімічного складу і біологічного стану вод та їх властивості, які відповідають вимогам різних водокористувачів. Ці властивості мають зберігатися за певних величин

параметрів середовища: гідрологічних, гідрогеологічних, гідробіологічних,

кліматичних та інших. Введено також поняття клас якості води, під яким розуміють стан якості вод, що визначається комплексом нормативних величин показників, пов'язаних із функціонуванням водних екосистем і вимогами водокористувачів.

Рівні радіоактивного забруднення води у класифікації якості води за критеріями специфічних показників радіаційної дії встановлені на основі значення робочих і рекомендованих граничних і припустимих величин сумарної бета-активності та концентрацій найважливіших в екологічному відношенні радіонуклідів ( $\text{Sr}^{90}$ ,  $\text{Cs}^{137}$ ).

Одним з основних факторів, що визначають величину питомої активності радіонуклідів у тканинах гідробіонтів, є вміст радіонуклідів у воді їх місць

проживання. У зв'язку з цим, основні тенденції зміни питомої активності

радіонуклідів у гідробіонтів зони відчуження пов'язані насамперед із

гідрологічним режимом водних об'єктів та динамікою вмісту радіоактивних речовин у водних масах. Вміст радіонуклідів у донних відкладах значно

перевищує їх вміст у воді, завислих частках та живих організмах.

### 3.5. Іхтіофауна озера Глибоке

При проведенні радіекологічних досліджень водних екосистем безсумнівний інтерес становлять риби, що займають верхні рівні трофічної піраміди прісноводних біоценозів і є одним з об'єктів харчування людини.

Серед риб озера Глибоке зустрічаються:

- хижі: щука (*Esox lucius* L.), сом звичайний (*Silurus glanis* L.), канальний (*Ictalurus punctatus* Raf.), окунь звичайний (*Perca fluviatilis*), судак звичайний (*Stizostedion lusio-perca* L.), жерех (*Aspius aspius* L.);

- мирні: плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), краснопірка (*Erythrophthalmus* L.), лин (*Tinca tinca* L.), густера (*Blicca bjoerkna* L.), лящ (*Abramis brama* L.), синець (*Abramis ballerus* L.), карась звичайний (*Carassius carassius* L.), короп (*Cyprinus carpio* L.), товстолоб (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.), чехоня (*Peliceus cultratus* L.), в'язь (*Leuciscus idus* L.), головень (*Leuciscus cephalus* L.).

Для визначення концентрацій радіонуклідів відбирали чотири види риб: лящ (*Abramis brama* L.), карась звичайний (*Carassius carassius* L.), лин (*Tinca tinca* L.), Краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* L.).

Лящ (*Abramis brama* L.)

Вид

риб

родини коропових (*Cyprinidae*), ряду коропоподібних (*Cypriniformes*).

Відноситься до монотипового роду Лящ (*Abramis*). Забарвлення ляща змінюється в залежності від віку риби, кольору ґрунту і води у водоймі. Дрібний лящ сіро-сріблястий, у старшому віці теміє і набуває золотистого відблиску. У торф'яних озерах лящ має бурий колір. Всі плавці у ляща сірі, в анальному плавці 23-30 гіллястих променів. Лящ досягає довжини 45 см, ваги 2,5-3 кг; живе до 20 років, але зазвичай менше. У південних районах зростає він швидко, статевої зрілості досягає у 3-4 роки, при довжині близько 25 см. У

північних озерах і водосховищах статевозрілим стає в 5-8 років, при довжині 30 см і більше. Очеретяний лящ дозріває в 3 роки, маючи довжину 12-15 см.

Поширений в центральній і середній Європі в озерах, ставках, ріках і солонуватих водоймах. М'ясо ляща цінне, і він є важливою промисловою рибою. На початку XX століття у Каспійському морі щорічно відловлювали близько 20 мільйонів особин.

Нерест ляща починається при температурі води 12-16 °С, в кінці квітня — в травні на півдні, в кінці травня — в червні на півночі.

Напівпрохідний лящ з моря піднімається для нересту в річки. Самці ляща дозрівають раніше самиць, і дрібніші риби на нерестовищах, як правило, самці. Нерест ляща відбувається з гучними сплесками, зазвичай рано вранці на мілководді серед заростей підводної рослинності, в неглибоких затоках. Число ікринок близько 140 000 (у самиць середньої величини).

Карась звичайний (*Carassius carassius* L.)

Риба родини корепових. Живе у прісноводних водоймах, переважно в озерах, водосховищах, ставках. Має коротке, високе, майже округле тіло, вкрите гладенькою лускою. На останніх нерозгалужених променях спинного і анального плавців є близько 30 дрібних зубчиків. Порожнина тіла світла, на відміну від карася сріблястого. Спина темна, боки золотисті, черево жовтувате, плавці сірувато-червоні. Спинний плавець довгий. Тіло високе з товстою спиною, помірно стисле з боків. Луска велика й гладка на дотик, завжди має жовтий відтінок, від мідно-червоного до бронзового або золотистого. Забарвлення варіює в залежності від місця проживання. Молодь золотого карася має темну пляму на тілі перед хвостовими плавниками. З віком ця пляма зникає. Довжина тіла до 50 см, зазвичай до 24 см, маса до 3 кг, живе до 10 — 12 років. Вид стійкий до дефіциту кисню, коливань температури води. Тримається місць з розвинутою водною рослинністю, з мулистим або піщано-мулистим ґрунтом.



Живиться планктонними та бентосними організмами. Статевої зрілості досягає у віці 2-3 роки (самці) і 3-4 роки (самиці) та за довжини тіла 13-16 см. Нерест порційний, з квітня до кінця липня. Ікра клейка, відкладається на рослини. Цінний за смаковими якостями, але малодоступний для промислу вид риби.

Лин (*Tinca tinca* L.)  
Риба родини корепових. Широко розповсюджений у прісних водоймах Євразії. Назву риба отримала швидше за все внаслідок здатності на повітрі «ліняти»: спійманий лин вкривається великими чорними плямами внаслідок відшарування від шкіри слизу, що вкриває тіло риби.

Риба може досягати довжини 70 см та ваги 7 кг. Тіло високе, товсте, вкрите густим шаром слизу; луска дрібна. Рот кінцевий, маленький, м'ясистий з маленькими вусиками по боках. Глоткові зуби однорядні (зазвичай 4-5), широкі, на кінцях загнуті в невеликі гачки. Очі невеликі з червоною райдужкою. Всі плавці закруглені, дуже темні. Черевні плавці у самців помітно довші ніж у самиць. У бічній лінії від 87 до 105 лусок. Забарвлення риби залежить від якості води, характеру ґрунту та освітлення водойми, спина темно-зелена, боки оливкові, черевце сіре. В річках лин золотистий, в тінистих лісових озерах темно-зелений, майже чорний. Природний ареал охоплює майже всю Європу.

Лин — малорухлива донна риба, живе у стоячих водах із замуленим дном, які гарно прогріваються та мають багато рослинності (затони річок, ставки). Лин уникає течії та холодної води. Гарно переносить дефіцит кисню. Не створює великих скупчень (окрім часу нересту та зимівлі) та мало рухається по водоймі. На зимовий період переміщується у найглибші місця водойми, де може занурюватись у мул. Прокидаються лини від сплячки у березні - на початку квітня та починають активно харчуватись, доки не розпочнеться нерест. Дорослі особини харчуються

дрібними ракоподібними та молюсками, а також іншими безхребетними, яких розшукують у мулі, крім того можуть споживати водорості.

Статевої зрілості лин досягає у віці 3—4 роки та за довжини 17—18 см. Нерест пізній, починається у кінці травня за температури води 20 °С та

продовжується до 2 місяців в 2—3 етапи з проміжками, що відповідають часу дозрівання чергових порцій ікри. Ікра відкладається у чистій слабопроточній воді на глибині 0,6—1 м на підводні частини рослин. Ікра дрібна, зеленуватого кольору. Риби характеризуються великою плодючістю, але велика кількість ікри та молоді гине з різних причин. Личинки та мальки розвиваються довго й

повільно ростуть. Швидкість росту молодих особин залежить від місця проживання. В південних районах вони ростуть та розвиваються значно швидше ніж у північних. Живляться спочатку зоопланктоном та водоростями, потім різноманітними безхребетними.

Риба має гарні смакові якості, є об'єктом промислу для рибалок-аматорів та в деяких регіонах об'єктом розведення. Виведена золота форма лина, що аналогічна золотій рибиці, яка виведена від карася. В деяких країнах Європи м'ясо, печінка, слиз лина вважаються лікарськими препаратами.

Краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* L.)

Риба родини коропових, перекладається з давньої грецької як «червоні очі». Розповсюджена у водоймах Європи (окрім Криму, південного Каспію та річок, що впадають у Північний Льодовитий океан), Малій та Середній Азії.

Довжина до 36 см, вага до 400—500 г, іноді до 2 кг. Тіло високе, сплюснуте з боків, луска відносно крупна. Голова невелика, рот верхній косий, зуби двохрядні. Спинний плавець сильно зміщений назад. Спина темно-бура з зеленуватим відтінком, боки жовтувато-золотисті, черево сріблясте. Спинний та грудні плавці сірі з червоними верхівками, встінці яскраво червоні. Очі жовтого кольору.

Краснопірка тримається у тихій чистій воді, в заростях очерету та іншої водної рослинності, на відкриті ділянки водойми виходить рідко. Тримається переважно у середніх шарах води, але у спекотну погоду підіймається до самої поверхні. Активна вдень. Живляться водними рослинами, зокрема нитчастими водоростями (*Spirogyra*, *Cladophora*), ікрою моллюсків та інших видів риб, різноманітними безхребетними (червами, личинками, а також дорослими особинами комах, що падають на поверхню води), старші особини споживають молодь риб.

Статевої зрілості досягає у віці 4 — 5 років при довжині тіла не менше 12 см. Нерест відбувається у кінці травня — на початку червня, коли вода прогрівається вище 15 °С. Ікру відкладає у декілька етапів, плодючість самок велика (96 — 232 тис. ікринок). Ікру відкладає на водну рослинність, цей процес відбувається тихо, риба не вистрибує над поверхнею води та не робить сплесків.

Краснопірка має не дуже гарні смакові якості (має неприємний присмак) та маленький вміст жиру (до 7%), тому промислове значення невелике. Є об'єктом лову рибалок-аматорів.

З метою проведення еколого-гігієнічної оцінки рівнів радіоактивного забруднення води визначалась концентрація радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у представників іхтіофауни озера глибоке. Результати досліджень наведені в Рис.

(3.6.1.)

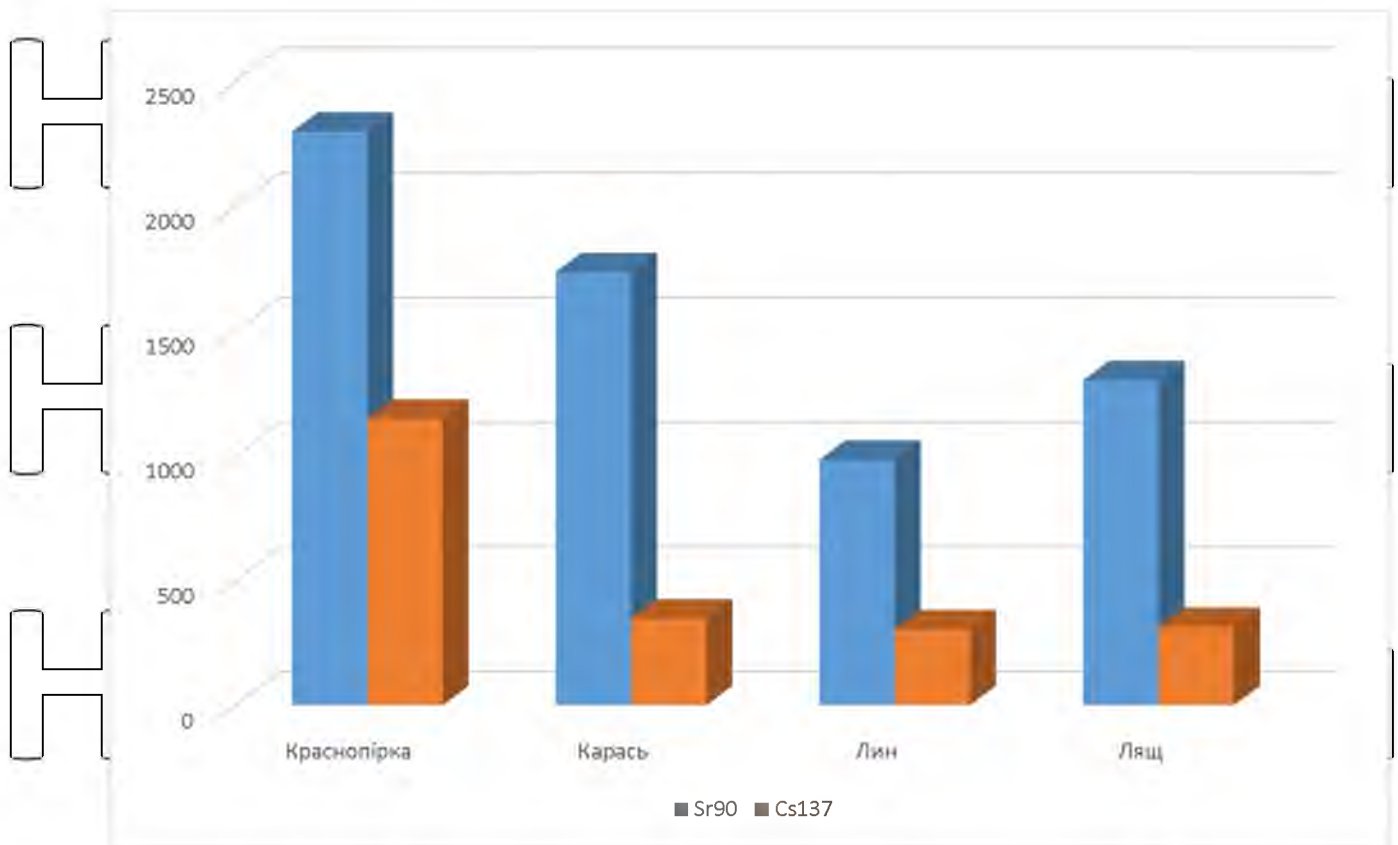


Рис. 3.6/1. Середній вміст радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у представників іхтіофауни озера Глибоче, Бк/кг

Середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в м'язовій тканині 7 екземплярів карасів масою  $11,6 \pm 4,3$  г та довжиною  $9,7 \pm 1,1$  см із оз. Глибоче становила  $\pm 314$  Бк/кг природної маси. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у зябрах оула  $\pm 168$  Бк/кг та в шкірі  $\pm 309$  Бк/кг. Отриманий результат узгоджується з літературними даними для срібного карася.

### 3.6. Заходи щодо зменшення рівня забруднення риб радіонуклідами

Способи зниження радіаційного цезію в рибі полягають у дотриманні технології вирощування риби на територіях з посиленим радіологічним контролем, згідно з розробленим нормативним документом «Оптимальні схеми ведення рибництва на забруднених радіонуклідами територіях України». Це дає змогу отримувати рибу з вмістом радіонуклідів у межах допустимих величин [29].

З літературних джерел відомо, що радіоактивний цезій перебуває всередині м'язових клітин у розчинному стані й для його вилучення варто передусім порушити клітинні мембрани (вимочування, засолювання, варіння).

З метою зниження рівня радіонуклідів у м'ясі розроблені методи, суть яких полягає в промиванні проточною водою, засолюванні, проварюванні.

Найефективнішим способом кулінарної обробки м'яса для його дезактивації є проварювання в підсоленій воді. Так, виділяється в бульйон значна частина радіоцезію. Крім того, автори розробили метод дезактивації м'яса в розсолі з одночасною обробкою м'ясної сировини імпульсним струмом або електромагнітним полем чи вакуумом і досягли ефективності 50—60% [29].

На жаль, автори не наводять дані щодо санітарного стану, харчової та біологічної повноцінності обробленого м'яса.

Актуальним залишається питання розробки простих і доступних кулінарних і технологічних методів дезактивації м'яса й риби, які давали б змогу знижувати концентрації або повністю виводити з продукції радіонукліди з мінімальною негативною дією на якісні показники.

З урахуванням екологічного стану очевидна необхідність і актуальність проведення комплексних органолептичних, санітарно-бактеріологічних, фізико-хімічних, токсикологічних, радіологічних та біологічних досліджень продуктів тваринництва.

Видані масовим тиражем та впроваджені в рибицтво «Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України». Матеріали цих рекомендацій є методичною й нормативною основою для ведення сільського господарства, зокрема рибицтва, і отримання чистої продукції на землях та у водоймах, забруднених радіоактивними речовинами, оптимізації сільськогосподарського виробництва.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## РОЗДІЛ 4. ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ

### 4.1. Розрахунок економічної ефективності

Ефективність – це складна економічна категорія, у якій виявляється найважливіша сторона діяльності підприємства – його результативність. Висока економічна ефективність досягалася завдяки суворого дотримання всіх вимог, цілеспрямованим заходам щодо заощадження матеріалів і ресурсів, чіткій організаційній праці, розв'язанню соціальних проблем у колективі та здійснення інших факторів.

Розрахунки економічної ефективності проводились за 2021 рік. У роботі було задіяно 3 рибалок, які працювали 1 місяць середньомісячна заробітна плата яких складає 13000 грн. Для постановки знарядь лову використовували 1 судно, на яке за період в 30 діб було використано паливно-мастильних матеріалів на суму 29000 грн. Фонд заробітної плати – 39000 грн. На знаряддя лову витрачено 12000 грн. Одержані витрати на промисел подано в Табл. 4.1.

Табл. 4.1. Витрати на промисел

Статті витрат	Сума, грн.
Заробітна плата з відрахуваннями	39000
Знаряддя лову, зокрема: сітки, вудки	12000
Паливно- мастильні матеріали	29000
пальне (36л x 20грн/л) x 30 діб	27000
масло (40л x 50 грн/л)	2000
Амортизація	10795
Інші витрати	18000
Всього витрат	108795

За результатами досліджень в озері Глибоке було виловлено 4,3 кг риби (табл. 4.2).

# НУБІП України

Табл 4.2. Виллов риби з водосховища

Вид риби	Вага, г	Ціна, грн/кг	Сума, грн.
Карась	1300	60	78
Краснопірка	1500	30	45
Лящ	675	45	30
Лин	825	120	99
Всього	4300	-	252

Економічну ефективність не доцільно розраховувати, оскільки не було продажі риби, вона вся використовувалася лише для наукових цілей та не підлягала продажі.

# НУБІП України

# НУБІП України

# НУБІП України



## ВИСНОВОК

Мною проведено еколого-гігієнічну оцінку рівнів радіоактивного забруднення води та риби  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у одній з найбільш постраждалих водойм Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, проаналізовано наукову та науково-популярну літературу, дана характеристика радіоактивному забрудненню озера, проаналізовано шляхи надходження та накопичення радіонуклідів в організмах риби визначено  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в організмах риби та воді.

Покладаючись на результати можна сказати, що концентрація радіонуклідів в одних і тих же органах і тканинах риби, може бути різною в залежності від виду, оскільки у них різний тип харчування і різне розміщення в товщі водойми. Вміст  $^{137}\text{Cs}$ , наприклад в краснопірки складає 1150 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  – 2300 Бк/кг. Відповідно до чинних державних гігієнічними нормативами в Україні ДР-2006 норма не повинна перевищувати вміст  $^{137}\text{Cs}$  - 150 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  - 35 Бк/кг.

З роботи можна зробити висновок, що на даний момент концентрація радіонуклідів у озері Глибоке є дуже високою і перевищує санітарно-гігієнічні допустимі рівні, що прийняті в Україні. Це знижує можливість використання представників іхтіофауни для будь-якого використання.

В озері Глибоке необхідно продовжити заборону на лов риби та організувати систему тривалого радіоекологічного і генетичного моніторингу гідробіонтів протягом декількох десятиліть.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология.

2. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др., Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. –2008. – Т. 44, № 3. – С. 95–113.

3. Зарубин О.П., Залиский А.А., Беляев В.В. и др. Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах рыб бентофагов в зависимости от массы особи // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 5.

4. Рябов И., Хаддеринг Р., Насвит О. Накопление и выведение радионуклидов у рыб // Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии. – Люксембург, 1996

5. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Радіонуклідне забруднення представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. // Наукові записки Тернопільського педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2010. Т.43, №2. – С. 219–222

6. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України // Доповіді Національної академії наук України – 2011. – №12. – С.164–170.

7. Каглян О., Гудков Д., Кленус В. та ін. Радіонуклідне забруднення риб прісних водойм України після аварії на ЧАЕС // Міжнародн. конф. "Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього": Зб. доповідей висновки і рекомендації, (Київ, 20-22 квітня 2011 р.) – Київ: КІМ, – 2011. – Ч.2. – С.301–306.

8. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. К: Наук. думка, 2010. – 263 с.

9. Е. В. Кашпарова, Г.-Х. Теїєн, С. Е. Левчу, В. С. Павлинко, Б. Салб, В. А. Кашпаров. Динамика выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма серебряного карася (*carassius gibelio*) при разной температуре воды

10. 8. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Тво научных изданий КМХ, 2004.

11. Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко. Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. Радиационная биология. Радиоэкология. 51(3) (2011) 374.

12. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді». МОЗ України. Наказ № 256 від 03.05.2006.

13. Романенко В.Д. Основи гідроекології. — К.: Обереги, 2001.

14. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Радиозоологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. — Т. 49, № 6.

15. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Вена, МАГАТЭ, 2006.

16. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. К.: Атіка, 2006.

17. Антоненко Т.М. Радиозоологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.17 «Гидробиология». Севастополь, 1978. – 28 с.

18. Беляев В.В. Накопичення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.10. "Гітїологія". К., 2001. – 18 с.

19. Березина Н.А. Гидробиология. [2-е изд.]. М.: Высш.школа., 1963. 439 с.

с.

20. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. и др. Загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  водных объектов на территории подвергшейся воздействию выбросов аварийного блока ЧАЭС // Метеорология и гидрология. 1991. № 7. С. 64–73.

21. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Зарубин О.Л., Гудков Д.И. Параметры снижения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в гидробионтах, обитающих в водоемах разного типа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49, № 2. С. 207–211.

22. Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды / под ред. А.Н. Силантьева и К.П. Махонько. Л.: Гидрометиздат, 1984. 65 с. (Одобрено секцией № 3 Ученого совета Института экспериментальной метрологии; Утверждено зам. директора по науке Института гидробиологии АН УССР Н.Ю. Евтушенко 2 февраля 1989).

23. Ю. В. Хомутигин, В. А. Каппаров, А. В. Кузьменко. Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2011, том 51, № 3, с. 374–384

24. S. Fesenko et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. Journal of Environmental Radioactivity 102 (2011) 8.

25. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. Journal of Environmental Radioactivity 126 (2013) 299.

26. А.Е. Карляч и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб черновобильской зоны отчуждения. Ядерна фізика та енергетика. 13(3) (2012)

306. 27. N.A. Beresford et al. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and caesium.

27. А.Е. Каглян, Д.И. Гудков, В.Г. Кленус, З.О. Широкая, Л.П. Юрчук  
Возрастная динамика накопления радионуклидов и дозы внутреннего облучения у рыб Чернобыльской зоны отчуждения

28. Е. В. Кашпарова, Г.-Х. Теиен, С. Е. Левчу, В. П. Процак, К. Д. Корепанова, Б. Салбу, И. И. Ибатуллин, В. А. Кашпаров  
Динамика поступления  $^{137}\text{Cs}$  из воды в организм серебряного карася

29. Герасимов О.І. Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища: навчальний посіб. / Одеськ. держ. екол. ун-т. Одеса: ТЕС, 2018. 228 с.

30. Бекман И.Н. Радиохимия: Учебное пособие, в 7 т. Том VI. Экологическая радиохимия и радиозоология: учебное пособие – М.: Издатель Мархотин П. Ю., 2015. 400 с.

31. <http://zapovidnyk.org.ua/>

32. <https://studfile.net/preview/5775551/page:6/>

33. А.Г. Пакуло. Роль воды и корма в поступлении  $^{137}\text{Cs}$  в организм рыб. Радиология водных организмов 2 (1973) 136.

34. M.E. Haque. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. Journal of Environmental Radioactivity 172 (2017) 191

35. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. Sci. Total Environ. 368 (2006) 502.