

ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ І. І. МЕЧНИКОВА

(повне найменування закладу вищої освіти)

Факультет гідрометеорології і екології

(повне найменування факультету)

Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

(повна назва кафедри)

Кваліфікаційна робота

на здобуття ступеня вищої освіти «Бакалавр»

« Радіоактивне забруднення риб в результаті аварії на
ЧАЕС »

(тема кваліфікаційної роботи українською мовою)

« Fish radioactive contamination as a result of the Chernobyl accident »

(тема кваліфікаційної роботи англійською мовою)

Виконав: здобувач денної форми навчання
спеціальності 207 Водні біоресурси та аквакультура

(код, назва спеціальності)

Освітня програма Охорона, відтворення та раціональне використання гідробіоресурсів

(назва)

Токарчук Вадим Русланович

(прізвище, ім'я, по-батькові здобувача)

Керівник старший викладач, Матвієнко Т.І.

(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ініціали) (підпис)

Рецензент Артамонов В.А.

(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ініціали)

Рекомендовано до захисту:
Протокол засідання кафедри

№ ____ від ____ . ____ . 2024 р.

Завідувач(ка) кафедри

(підпис)

БУРГАЗ Марина
(прізвище, ім'я)

Захищено на засіданні ЕК № ____
протокол № ____ від ____ . ____ . 2024 р.

Оцінка ____ / ____ / ____
(за національною шкалою/шкалою ECTS/ бали)

Голова ЕК

(підпис)

СЕРБОВ Микола
(прізвище, ім'я)

Одеса 2024

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний

Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

Рівень вищої освіти бакалавр

Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура

(шифр і назва)

Освітня програма Охорона, відтворення та раціональне використання гідробіоресурсів

ЗАТВЕРДЖУЮ

завідувач кафедри Бургаз М.І.

“ 13 ” травня 2024 року

З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ БАКАЛАВРА

Токарчуку Вадиму Руслановичу

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Радіоактивне забруднення риб в результаті аварії на ЧАЕС

керівник роботи Матвієнко Тетяна Іванівна, ст.викладач

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

затверджені наказом закладу вищої освіти від “31” 05 2024 року № 70-С

2. Строк подання студентом роботи 16.06.2024 р.

3. Вихідні дані до роботи Робота присвячена аналізу радіоактивного забруднення риб в результаті аварії на ЧАЕС.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Аналіз наявної в літературі інформації щодо радіоактивного забруднення водного середовища, поглинання радіонуклідів прісноводною рибою, радіаційні ефекти у водних організмів, тощо.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов’язкових креслень)

Обов’язковими рисунками є ті що ілюструють види досліджень та таблиці, які характеризують ті чи інші показники, що використовуються для розрахунків та прогнозів необхідних для вирішення поставлених задач.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1	Шекк П.В., док.с-г. н., проф. каф.ВБР	13.05.2024	13.05.2024
2	Шекк П.В., док.с-г. н., проф. каф.ВБР	20.05.2024	20.05.2024
3	Шекк П.В., док.с-г. н., проф. каф.ВБР	01.06.2024	01.06.2024

7. Дата видачі завдання 13.05.2024 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів роботи	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
1	Аналіз наукової літератури з досліджуваної теми, та написання вступу, та першого розділу	13.05.2024- 19.05.2024р	95	відмінно
2	НАКОПИЧЕННЯ І ВМІСТ ЦЕЗІЮ-137 В ОРГАНІЗМІ РИБ, ЩО МЕШКАЮТЬ У ВОДОЙМАХ ПРИП'ЯТСЬКОГО ПОЛІССЯ. Написання другого розділу.	20.05.2024- 26.05.2024р	95	відмінно
3	Рубіжна атестація	27.05.2024- 31.05.2024р	95	відмінно
4	ПОРУШЕННЯ РОЗВИТКУ РИБ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС. Написання третього розділу	01.06.2024- 09.06.2024р	95	відмінно
5	Написання висновків бакалаврської кваліфікаційної роботи	10.06.2024- 11.06.2024р	95	відмінно
6	Оформлення роботи згідно ДОСТу. Написання доповіді. Підготовка презентації.	12.06.2024- 13.06.2024р	95	відмінно
7	Перевірка роботи науковим керівником, надання відгуку Перевірка роботи зав. кафедрою Отримання рецензії Попередній захист роботи на кафедрі Надання роботи до деканату	14.06.2024- 16.06.2024	95	
	Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)		95	відмінно

Студент

(підпис)

Токарчук В.Р.

(прізвище та ініціали)

Керівник роботи

(підпис)

Матвієнко Т.І.

(прізвище та ініціали)

Анотація

Радіоактивне забруднення риб в результаті аварії на ЧАЕС

Токарчук В.Р., бакалавр кафедри Водних біоресурсів та аквакультури

Радіонукліди чорнобильського викиду забруднили поверхневі водні системи не тільки в районах, прилеглих до майданчика реактора, але також і в багатьох інших частинах Європи. Забруднення водного середовища швидко знизилося протягом кількох тижнів після викиду шляхом розбавлення, фізичного розпаду і поглинання радіонуклідів ґрунтами. Щодо озер і водосховищ осадження зважених частинок на дно також відіграло важливу роль у зниженні рівнів вмісту радіонуклідів у воді. Біоаккопичення радіоактивного цезію у водному харчовому ланцюжку призвело до значних концентрацій радіонуклідів у рибі в найбільш постраждалих районах, а також у деяких озерах, розташованих на великій відстані, наприклад у Скандинавії та Німеччині. Хоча концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді та рибі в річках, відкритих озерах і водосховищах наразі низькі, найзабрудненіші озера - це ті кілька озер з обмеженими підживлюючими та відвідними потоками ("закриті" озера) в Україні, в яких спостерігається нестача поживних мінеральних речовин. Концентрації ^{137}Cs у рибі в деяких із цих озер зберігаються протягом значних періодів часу і в майбутньому.

Метою роботи було на основі даних про радіаційне забруднення водного середовища та наявних досліджень забруднення іхтіофауни проаналізувати вплив радіації на організм різних видів риб у різні періоди їх життя.

Структура і обсяг роботи. Робота бакалавра викладена на 67 сторінках, містить 28 рисунків, 9 таблиць, 35 літературних джерела.

Ключові слова: *радіаційне забруднення, радіонукліди, концентрації ^{137}Cs , концентрації ^{90}Sr , забруднення іхтіофауни.*

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
1 РАДІОНУКЛІДИ У ВОДНИХ СИСТЕМАХ.....	7
1.1 Радіонукліди в поверхневих водах.....	9
1.2 Радіоактивність у річках.....	10
1.3 Радіоактивність в озерах і водосховищах.....	14
1.3.1 Водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС....	16
1.3.2 Водосховища Дніпровського каскаду	17
1.4 Стік радіонуклідів із ґрунтів водозбірних площ.....	19
1.5 Радіонукліди в прісноводних донних відкладеннях.....	19
1.6 Поглинання радіонуклідів прісноводною рибою.....	21
1.7 Радіоактивність у морських екосистемах.....	25
1.8 Водні екосистеми.....	28
2 НАКОПИЧЕННЯ І ВМІСТ ЦЕЗІЮ-137 В ОРГАНІЗМІ РИБ, ЩО МЕШКАЮТЬ У ВОДОЙМАХ ПРИП'ЯТСЬКОГО ПОЛІССЯ.....	32
2.1 Радіонукліди в іхтіофауні Київського водосховища та деяких водоймах Житомирської та Рівненської областей.....	28
2.2 Радіаційні ефекти у водних організмів.....	43
2.3 Генетичні ефекти впливу іонізуючого випромінювання на риб.....	44
3 ПОРУШЕННЯ РОЗВИТКУ РИБ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС...	47
3.1 Аналіз флуктуаційної асиметрії риб.....	48
3.2 Гематологічні порушення риб у ЧЗВ.....	58
ВИСНОВКИ.....	62
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ.....	64

ВСТУП

Радіонукліди чорнобильського викиду забруднили поверхневі водні системи не тільки в районах, прилеглих до майданчика реактора, але також і в багатьох інших частинах Європи. Первісне забруднення води в основному було спричинене прямим випаданням радіонуклідів на поверхні річок і озер, і основну його частину становили короткоживучі радіонукліди (найважливіший із них ^{131}I). У перші кілька тижнів після аварії концентрації радіонуклідів у питній воді з Київського водосховища викликали особливу занепокоєність.

Забруднення водного середовища швидко знизилося протягом протягом кількох тижнів після викиду шляхом розбавлення, фізичного розпаду і поглинання радіонуклідів ґрунтами. Щодо озер і водосховищ осадження зважених частинок на дно також відіграло важливу роль у зниженні рівнів вмісту радіонуклідів у воді. Донні відкладення є важливим довготривалим місцем знаходження радіонуклідів.

Первісне поглинання радіоактивного йоду рибою було швидким, але його концентрації різко зменшилися, насамперед завдяки фізичному розпаду. Біонакопичення радіоактивного цезію у водному харчовому ланцюжку призвело до значних концентрацій радіонуклідів у рибі в найбільш постраждалих районах, а також у деяких озерах, розташованих на великій відстані, наприклад у Скандинавії та Німеччині. Завдяки загалом меншим випаданням і меншому біонакопиченню ^{90}Sr його концентрації в рибі не були значним чинником, що сприяє формуванню дози опромінення людини порівняно з радіоактивним цезієм, порівняно з радіоактивним цезієм, зокрема, оскільки ^{90}Sr накопичується в кістках, а не в їстівних м'язових волокнах.

У довгостроковій перспективі вторинне забруднення, спричинене вимиванням довгоіснуючих ^{137}Cs і ^{90}Sr із забруднених ґрунтів, та їх

перенесення з донних відкладень триває (на набагато нижчому рівні) і в даний час. Водозбори з високим вмістом органічних речовин (торф'яні ґрунти) виділяють набагато більше радіоактивного цезію в поверхневі води, ніж водозбори з переважно мінеральними ґрунтами. Нині концентрації радіонуклідів у поверхневих водах низькі; тому зрошення поверхневими водами не є проблемою.

Щодо паливних частинок, які потрапили в донні відкладення річок і озер поблизу Чорнобильської АЕС, спостерігаються набагато менші масштаби ерозії, ніж у земних ґрунтах. Період напіврозпаду цих частинок приблизно такий самий, як і фізичний напіврозпад радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Хоча концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді та рибі в річках, відкритих озерах і водосховищах наразі низькі, найзабрудненіші озера - це ті кілька озер з обмеженими підживлюючими та відвідними потоками ("закриті" озера) в Україні, в яких спостерігається нестача поживних мінеральних речовин. Концентрації ^{137}Cs у рибі в деяких із цих озер зберігаються протягом значних періодів часу і в майбутньому. Для деякої частини населення, що проживає поблизу систем закритих озер, споживання риби стало основним джерелом харчового надходження ^{137}Cs . Завдяки тому, що Чорне і Балтійське моря розташовані далеко від Чорнобильської АЕС і морські системи мають великий ступінь розведення, концентрація радіонуклідів у морській воді набагато нижча, ніж у прісній воді. У результаті низьких концентрацій радіонуклідів у воді в поєднанні з низьким рівнем біонакопичення радіоактивного цезію морською біотою концентрації радіонуклідів у морській рибі не становлять жодних проблем.

Метою роботи було на основі даних про радіаційне забруднення водного середовища та наявних досліджень забруднення іхтіофауни проаналізувати вплив радіації на організм різних видів риб у різні періоди їх життя.

1 РАДІОНУКЛІДИ У ВОДНИХ СИСТЕМАХ

Радіоактивні матеріали чорнобильської аварії вплинули на системи поверхневих вод у багатьох частинах Європи. Однак більшість радіоактивних опадів випала у водозбір річки Прип'ять, яка становить важливий компонент системи Дніпра і дніпровських водосховищ, однієї з найбільших систем поверхневих вод у Європі [13]. Тому після аварії особливу занепокоєність викликало радіоактивне забруднення джерел водопостачання цієї області вздовж водосховищ Дніпровського каскаду, що спускається на відстань близько 1000 км до Чорного моря (рис. 1.1). Інші великі річкові системи Європи, такі, як Рейн і Дунай, також зазнали випадання радіоактивних опадів, хоча рівні радіоактивного забруднення в цих річках не були значними з радіологічної точки зору [5, 6].

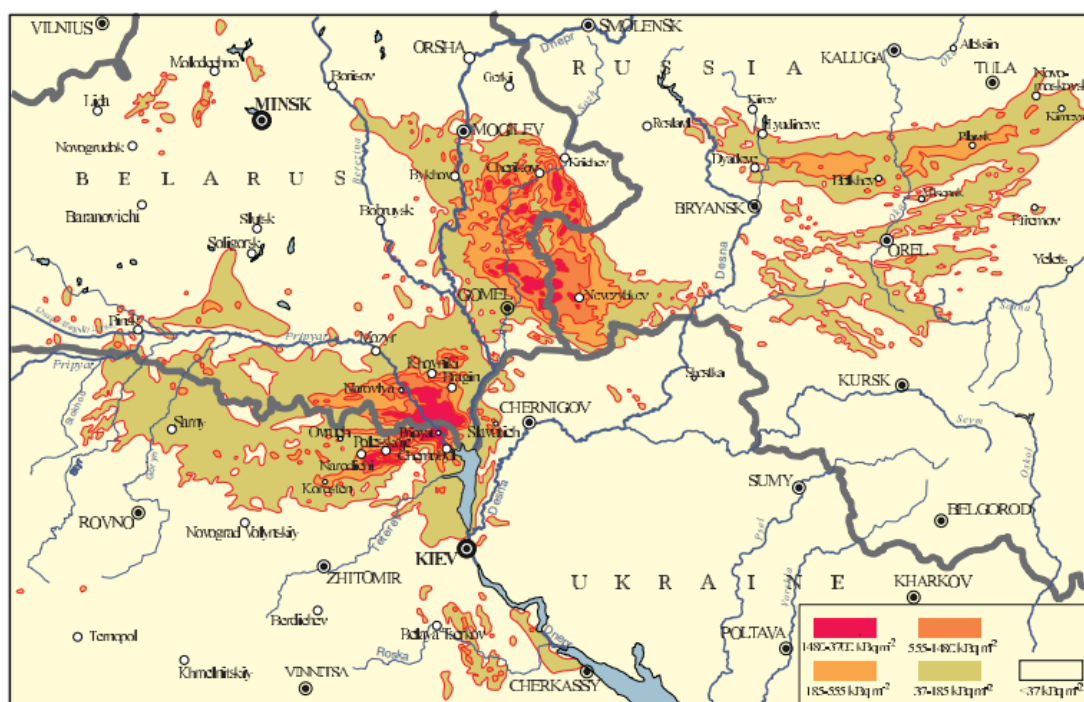


Рис. 1.1. Випадання ^{137}Cs на поверхню ґрунту в районах України поблизу від місця аварії

Початкові концентрації радіонуклідів у річковій воді в деяких районах України були відносно високими порівняно з іншими європейськими річками і з нормами безпечного вмісту радіонуклідів у питній воді. Це радіоактивне забруднення було зумовлене прямим випаданням радіоактивних опадів на поверхні річок і стоком забруднення з водозбірних площ. Під час перших кількох тижнів після аварії концентрації радіонуклідів у річкових водах швидко зменшилися внаслідок фізичного розпаду короткоізоотопів, що короткоживуть, та абсорбції радіонуклідів ґрунтами водозборів, а також утворення донних опадів. У більш довгостроковому плані довгоживучі ^{137}Cs і ^{90}Sr становили основний компонент радіоактивного забруднення водних екосистем. Хоча рівні цих радіонуклідів у річках були низькими після початкового піку значень, тимчасове підвищення концентрацій радіонуклідів під час паводків на річці Прип'ять спричиняло серйозні проблеми в районах, де використовували воду з водосховищ Дніпровського каскаду. Озера і водосховища були забруднені випаданням радіоактивних опадів на поверхню води і перенесенням радіонуклідів з навколишніх водозбірних площ. Концентрації радіонуклідів у воді водосховищ і озер зі значним припливом і відтоком води (системи відкритих озер) швидко зменшилися. У деяких випадках, однак, концентрації радіоактивного цезію в озерах зберігалися на відносно високому рівні через стік води з органічних ґрунтів водозбірних площ. Крім того, внутрішній кругообіг радіоактивного цезію в системах закритих озер (тобто озер з невеликим припливом і відтоком води) призводив до набагато більш високих концентрацій у воді та водній біоті таких озер, ніж ті, що зазвичай спостерігалися у відкритих озерах і річках. [21]

Біонакопичення радіонуклідів (особливо радіоактивного цезію) в рибі в результаті призвело до таких концентрацій (як у більшості найбільш постраждалих районів, так і в Західній Європі), які в деяких випадках значно перевищували допустимі рівні для споживання [8]. У деяких озерах України ці проблеми залишаються актуальними і в даний час і можуть продовжуватися в осяжному майбутньому. Прісноводна риба є важливим

джерелом харчування багатьох жителів забруднених регіонів. У Дніпровському каскаді в Україні промислові риболовецькі артілі виловлюють понад 20 000 т риби на рік. У деяких районах Західної Європи, особливо Скандинавії, концентрації радіоактивного цезію в рибі все ще відносно високі [19].

Чорне море і Балтійське море є найближчими до Чорнобиля морськими системами, обидві вони розташовані за кілька сотень кілометрів від майданчика АЕС. Після аварії на Чорнобильській АЕС інтенсивно вивчали питання радіоактивності води та риби цих морів. Оскільки в середньому випадання в ці моря були відносно низькими, і внаслідок великого розбавлення в морських системах величини концентрації радіонуклідів були набагато нижчими, ніж у прісноводних системах [16].

1.1 Радіонукліди в поверхневих водах

Утримання радіонуклідів, що випали, ґрунтами водозбірних площ і річковими та озерними донними відкладеннями відіграє важливу роль у їх подальшому перенесенні у водних системах. Частка радіонукліда, яка адсорбується завислими частинками (що значною мірою мінливе в поверхневих водах), серйозно впливає як на його перенесення, так і на його біонакопичення. Більша частина ^{90}Sr перебуває в розчиненій фазі (0,05-5% у твердій фазі), але в ближній зоні значна частина радіоактивного стронцію випала у формі паливних частинок. Ґрунти ЧЗВ сильно забруднені ^{90}Sr , і частина його змивається під час повені, коли низини затоплюються.

У річці Прип'ять протягом перших десяти років після аварії приблизно 40-60% радіоактивного цезію перебували у формі частинок [17], але в інших системах [3.98] ця частка варіює від 4% до 80% залежно від складу й концентрації завислих частинок і воднохімічного режиму. Тонко дисперсна глина і частинки мулу поглинають радіоактивний цезій ефективніше, ніж більші, менш реактивні частинки піску. Піщані русла річок

навіть поблизу від реактора не зазнали значного забруднення, але радіоактивний цезій у дрібних частинках переносився на відносно великі відстані. Осадження дрібних частинок у глибоких місцях Київського водосховища призвело до високих рівнів радіоактивного забруднення донних відкладень [20].

Вимірювання розподілу радіонуклідів у розчиненій фазі та у формі частинок у воді річки Прип'ять показали, що сила адсорбції завислими частинками збільшується в такому порядку: ^{90}Sr , ^{137}Cs , трансуранові елементи ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am) [3.100]. Існує можливість того, що природні органічні колоїдні розчини можуть визначати стабільність трансуранових елементів у поверхневих водах і в їхньому перенесенні із забрудненого ґрунту; такі колоїдні розчини менш ефективні щодо ^{90}Sr і ^{137}Cs [10].

Зазвичай у морських системах низькі сорбційні властивості частинок і високі концентрації конкуруючих іонів (тобто вища засоленість) вказують на те, що сорбція радіонуклідів частинками є менш значущою, ніж у прісних водах. У Балтійському морі після аварії на Чорнобильській АЕС менше 10% ^{137}Cs було адсорбовано частинками, і в середньому абсорбована частка частинок становила близько 1% [3]. У Чорному морі частка ^{137}Cs у формі частинок становила менше 3% [15].

1.2 Радіоактивність у річках

Початкові концентрації радіонуклідів у річках біля Чорнобиля (Прип'ять, Тетерів, Ірпінь і Дніпро) значною мірою були результатом їх прямого осадження на річковій поверхні. Найвищі концентрації радіонуклідів спостерігалися в річці Прип'ять у Чорнобилі, де концентрація ^{131}I доходила до 4440 Бк/л (табл. 1.1). У всіх водоймах рівні радіоактивності протягом перших кількох тижнів швидко зменшилися внаслідок розпаду короткоживучих ізотопів та адсорбції нуклідів ґрунтами водозбірних площ і річковими донними відкладеннями [23].

Табл. 1.1. Максимальні концентрації радіонуклідів (у розчиненій фазі), виміряні в Прип'ять (Чорнобиль)

Радіонуклід	Макс.конц. в р. Прип'ять, Бк/л	Радіонуклід	Макс.конц. в р. Прип'ять, Бк/л
^{137}Cs	1591	^{106}Ru	271
^{134}Cs	827	^{144}Ce	380
^{131}I	4440	^{141}Ce	400
^{90}Sr	30	^{95}Zr	1554
^{140}Ba	1400	^{95}Nb	420
^{99}Mo	670	^{241}Pu	33
^{103}Ru	814	$^{239+240}\text{Pu}$	0,4

Протягом тривалого часу після випадання радіоактивних опадів відносно довгоживучі ^{90}Sr і ^{137}Cs , що залишилися в ґрунті водозбірних площ, повільно переходять у річкову воду в результаті ерозії частинок ґрунту і десорбції з ґрунту[23]. Темпи переходу визначаються впливом ступеня ґрунтової ерозії, силою фіксації радіонукліда в ґрунті водозбірних площ і його міграції вниз по ґрунтовому профілю. Приклади часового ряду концентрацій ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді річки Прип'ять біля Чорнобиля показано на рисунку 1.2.

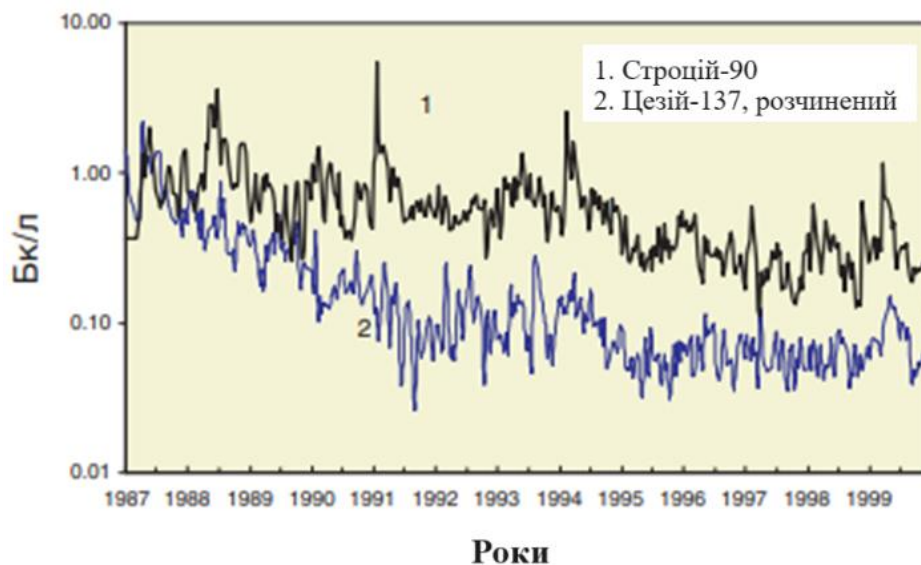


Рис. 1.2. Місячні усереднені концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у річці Прип'ять біля Чорнобиля

Після аварії на Чорнобильській АЕС у межах зони відчуження та на основних річках було створено станції моніторингу води з метою визначення концентрацій радіонуклідів та їхніх сумарних потоків. Вимірювання, зроблені на цих станціях, дають змогу зробити оцінку радіонуклідних потоків ^{90}Sr і ^{137}Cs у ЧЗВ і з неї. Згодом міграція ^{137}Cs помітно зменшилася і показує відносно невелику зміну значень у всіх напрямках навколо ЧЗВ (рис. 1.3 а).

Навпаки, транскордонна міграція ^{90}Sr щорічно коливалася залежно від ступеня щорічних затоплень берегів Прип'яті (рис. 1.3 б). Існує також значний потік із ЧЗВ - концентрації в потоках униз за течією з цієї зони набагато вищі, ніж угору за течією. Однак, слід зазначити, що ступінь вимивання радіонуклідів річковою системою становить лише дуже невелику частку їхніх загальних обсягів, що містяться у водозбірних площах[33].

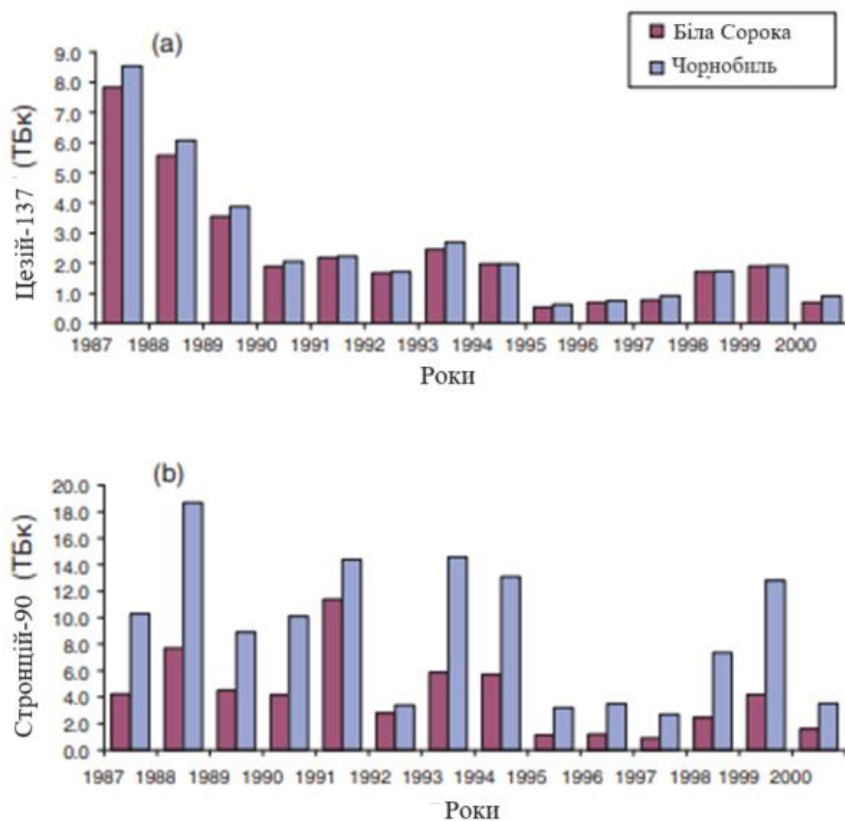


Рис. 1.3. Річні потоки ^{137}Cs і ^{90}Sr у річці Прип'ять біля Білої Сороки біля білорусько-українського кордону (на вході в ЧЗВ) і вниз за течією від Чорнобиля (на виході із ЧЗВ)

Аналогічні темпи зниження концентрацій Чорнобильської АЕС і в річках Західної Європи [3.108]. Вимірювання концентрації ^{137}Cs у різних європейських річках (рис. 1.4) вказують на розкид приблизно в 30 разів, навіть з урахуванням відмінностей в обсягах випадання радіоактивних опадів.

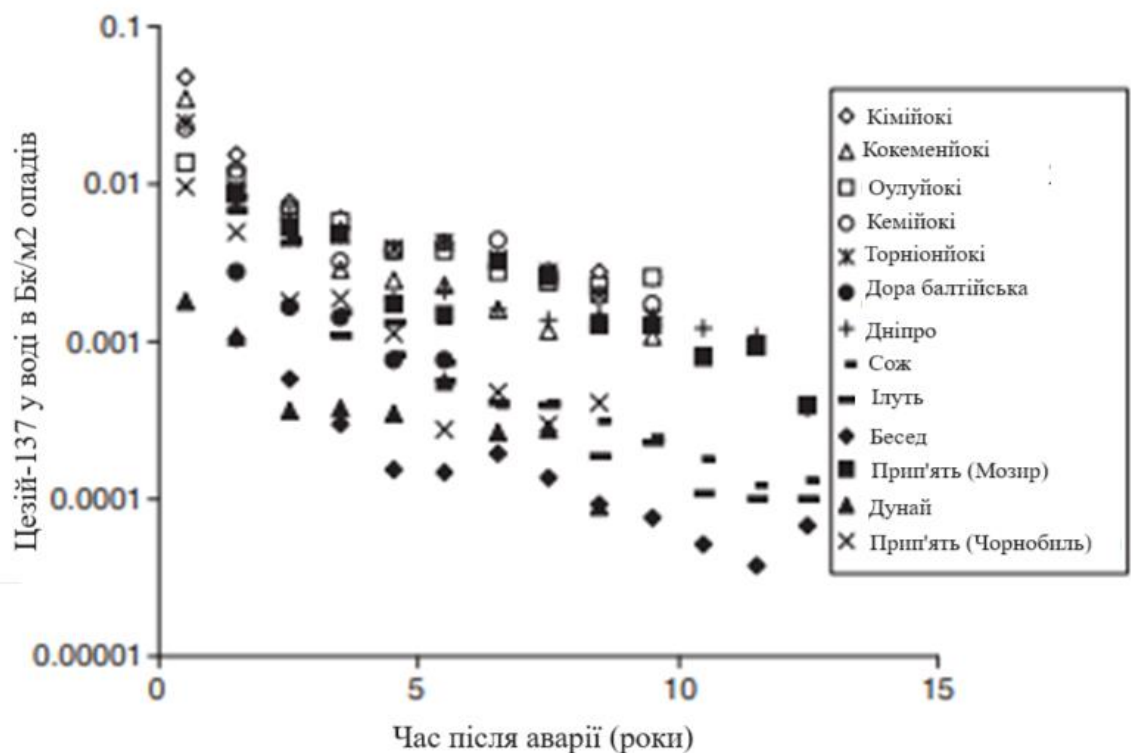


Рис. 1.4. Концентрації ^{137}Cs у різних річках на одиницю випадання

У невеликих водозборах [26] ґрунти з високим вмістом органічних речовин (особливо насичені торф'яні ґрунти) виділяли майже на порядок більше радіоактивного цезію в поверхневій воді, ніж деякі мінеральні ґрунти. Тому в річках Фінляндії з великими ділянками вологих органічних ґрунтів у водозборі концентрації радіоактивного цезію (на одиницю радіоактивних

випадінь) вищі, ніж у річках з переважно мінеральними ґрунтами у водозборах [27].

1.3 Радіоактивність в озерах і водосховищах

На постраждалих територіях України безліч озер були значно забруднені радіонуклідами. У більшості озер радіонукліди протягом перших днів або тижнів після випадання радіоактивних опадів були достатньо перемішані в озерних водах. У глибоких озерах, таких, як Цюріхське озеро (середня глибина 143 м), однак, для повного вертикального перемішування потрібно кілька місяців [30]. У деяких областях Північної Європи під час аварії озера ще були вкриті льодом, і максимальні концентрації радіонуклідів в озерних водах були відзначені тільки після того, як лід розтанув.

Радіонукліди, що випали на водні поверхні озер або водосховищ, видаляються шляхом водовідтоку і перенесення в донні відкладення. Як і в річках, концентрації радіоактивного цезію в озерах протягом перших тижнів і місяців після випадання радіоактивних опадів знижувалися відносно швидко. Після цього протягом низки років темпи зниження сповільнилися, оскільки відбувалася більш інтенсивна фіксація радіоактивного цезію ґрунтами водозбірних площ та озерними донними відкладами, а також його міграція в глибші шари ґрунту та відкладень.

Рисунок 1.5 ілюструє зміну в часі концентрації ^{137}Cs в озерах на прикладі вимірювань, зроблених у Vorse, невеликому дрібному озері в Німеччині. Радіоактивність в озера надходить також унаслідок перенесення радіонуклідів із забруднених ґрунтів водозбірних площ. У більш довгостроковому плані (на другому етапі) концентрації ^{137}Cs в озері Vorse залишалися набагато вищими, ніж у більшості інших озер, внаслідок надходження ^{137}Cs з органічних ґрунтів водозбірних площ і його переміщення з донних відкладень (рис. 1.5 [28]).

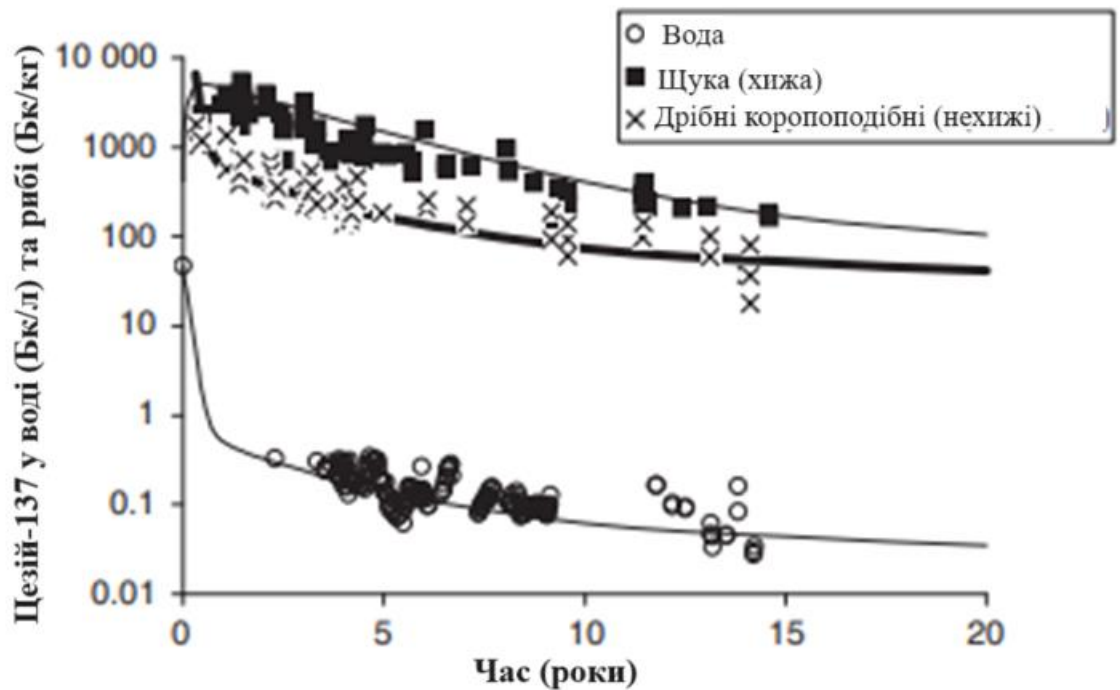


Рис. 1.5. Часовий ряд ^{137}Cs в озері Vorseе, (Німеччина)

В озері Devoke (Сполучене Королівство) концентрації у воді радіоактивного цезію, що надходив з органічних ґрунтів водозбірних площ, утримувалися на рівні, який був приблизно на порядок вищим, ніж у найближчих озерах з мінеральними ґрунтами водозбірних площ [12]. У деяких випадках в озерах Західної Європи з органічними ґрунтами водозбірних площ концентрації у воді та рибі були аналогічними до тих, що спостерігалися в набагато більш забруднених районах України.

Довгострокове радіоактивне забруднення може також бути результатом переміщення радіонуклідів із донних відкладень [15]. У деяких дрібних озерах, у яких немає значного поверхневого припливу й відтоку води, донні відкладення відіграють головну роль у регулюванні концентрацій радіонуклідів у воді. Такі озера називаються "закритими" озерами [16]. Сильно забруднені водойми в районах навколо Чорнобиля, що зазнали впливу, - це закриті озера в заплаві Прип'яті в межах ЧЗВ. У 1991 році концентрації ^{137}Cs у цих озерах становили до 74 Бк/л (озеро Глибоке), а

концентрації ^{90}Sr - від 100 до 370 Бк/л у шести з 17 досліджених водойм [15]. Через сімнадцять років після аварії все ще спостерігалися відносно високі концентрації радіонуклідів у закритих озерах у ЧЗВ [17] і на досить великих відстанях від реактора. Концентрації радіонуклідів у воді були вищими, ніж у багатьох озерах біля Чорнобиля в результаті переміщення з відкладень у цих закритих озерах [16].

1.3.1 Водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС

Площа водойми-охолоджувача ЧАЕС становить приблизно 23 км² і вона містить близько 149х106 води. Вона розташована між колишньою Чорнобильською АЕС і річкою Прип'ять. Загальний запас радіонуклідів у водоймі становить понад 200 ТБк (приблизно 80% - це ^{137}Cs , 10% - ^{90}Sr , 10% - ^{241}Pu і менш як 0,5% припадає на кожен із наступних ізотопів - ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ^{241}Am), причому більша частина активності міститься в глибоких відкладеннях. Річний потік ^{90}Sr з водойми-охолоджувача через підземні води в Прип'ять за оцінками нещодавнього дослідження становив 0,37 ТБк [31]. в Прип'ять, які спостерігалися останніми роками.

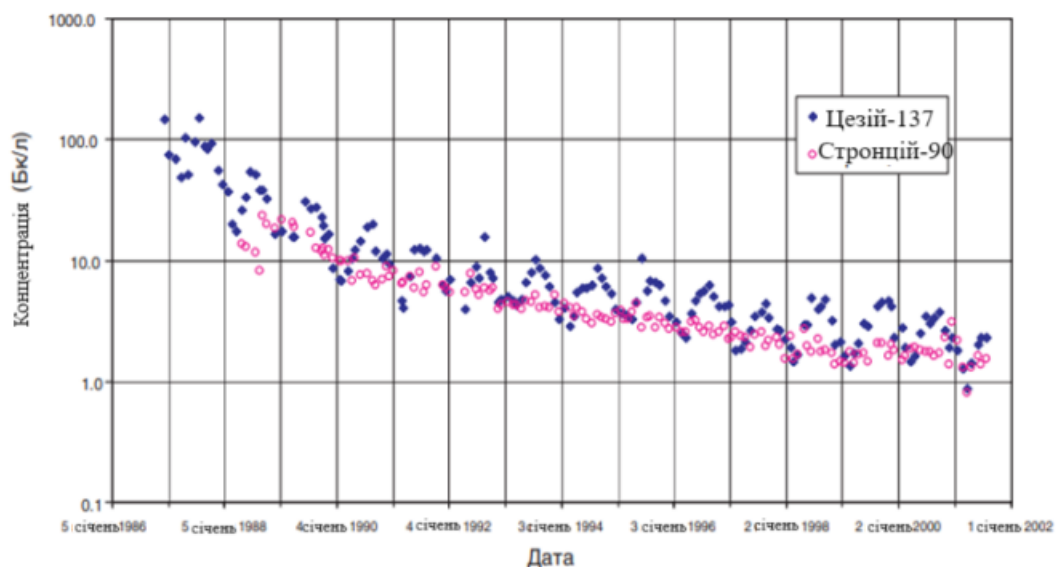


Рис. 1.6. Місячні середні концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС

Таким чином, водойма-охолоджувач не є значним джерелом радіоактивного забруднення Прип'яті ^{90}Sr . Концентрації радіонуклідів у воді водойми-охолоджувача (рис. 1.6) нині перебувають на низькому рівні 1-2 Бк/л. Сезонні коливання концентрації ^{137}Cs є результатом змін у водоростях і біомасі фітопланктону [32].

1.3.2 Водосховища Дніпровського каскаду

Водосховища Дніпровського каскаду зазнали істотного впливу як унаслідок випадання атмосферних радіоактивних опадів, так і через приплив річкових вод із радіоактивно забруднених зон. Різна спорідненість ^{137}Cs і ^{90}Sr по відношенню до завислих речовин вплинула на їх перенесення по системі Дніпра. Цезій-137 має тенденцію до фіксації в глинистих відкладеннях, що знаходяться в глибших місцях водосховищ, особливо в Київському водосховищі (рис. 1.7). У результаті цього процесу через каскад водосховищ проходять потоки з вельми малим вмістом ^{137}Cs , і, як наслідок, на даний час величина концентрації в потоках, що впадають у Чорне море, не відрізняється від фонового рівня.

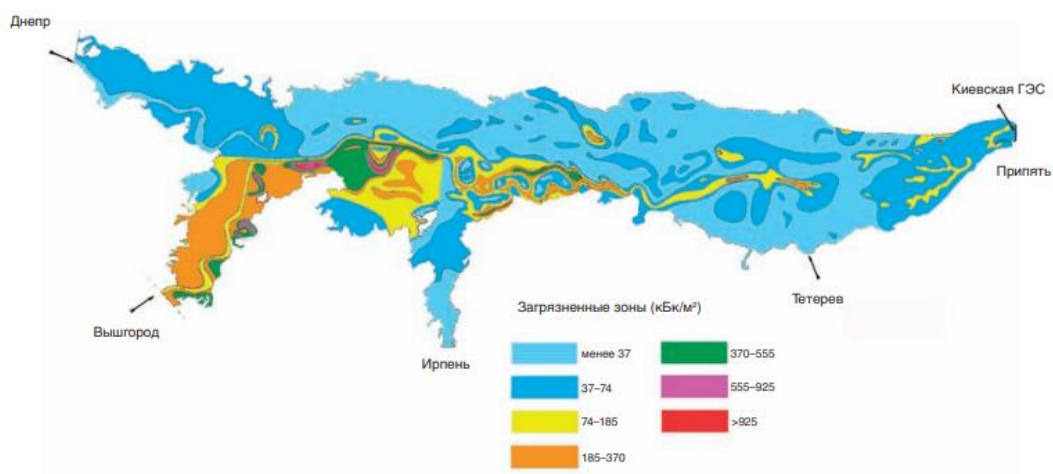


Рис. 1.7. ^{137}Cs у донних відкладах Київського водосховища.

Однак, хоча концентрації ^{90}Sr знижуються з відстанню від джерела (головним чином через розведення), приблизно 40-60% проходять через каскад і досягають Чорного моря. На рисунку 1.8 показано тенденцію зміни середньорічної концентрації ^{90}Sr у Дніпровських водосховищах з моменту аварії. Оскільки ^{137}Cs фіксується у відкладеннях системи водосховищ, його концентрації в пониззі системи (Нова Каховка) на порядки нижчі, ніж у Київському водосховищі (Вишгород). Навпаки, ^{90}Sr слабо фіксується у відкладеннях, і тому його концентрації в пониззі системи річкових водосховищ аналогічні тим, що, згідно з вимірюваннями, спостерігаються в Київському водосховищі.

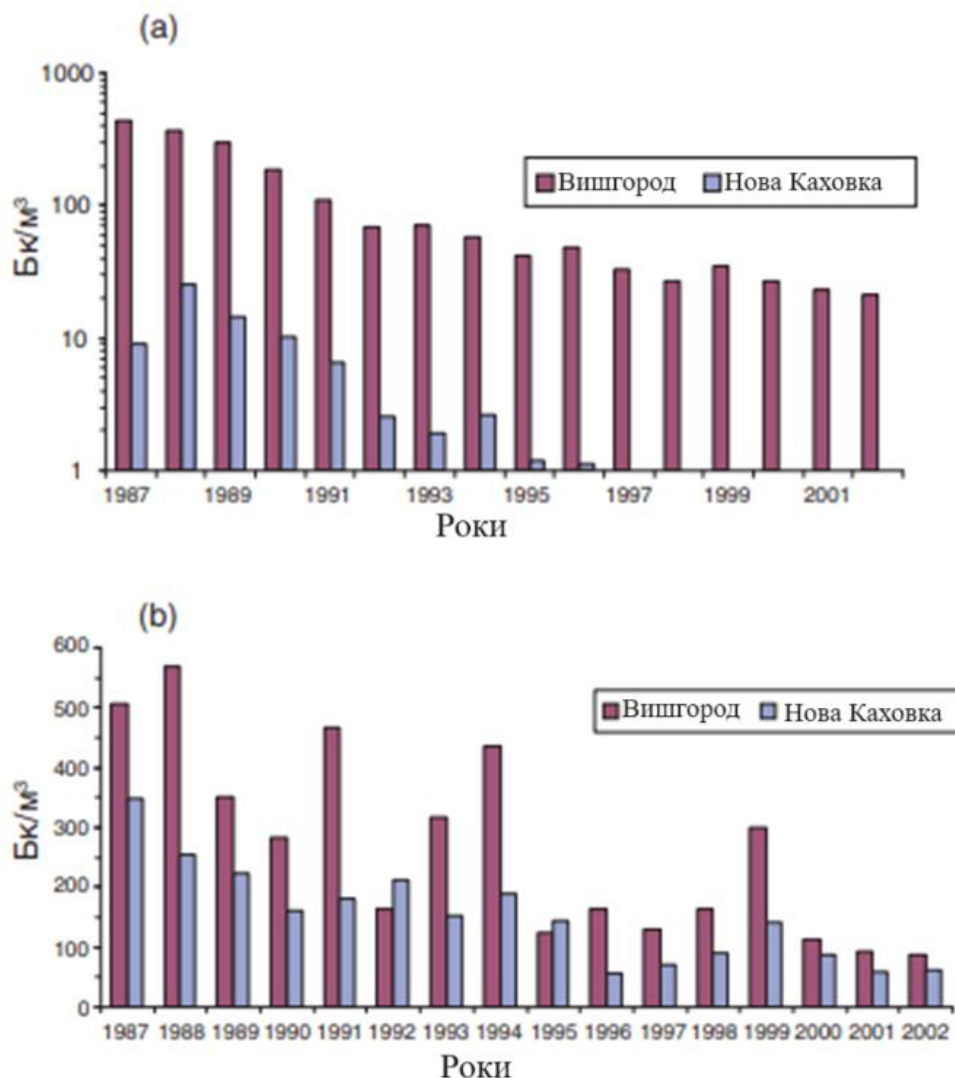


Рис. 1.8. Середні річні концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді Київського водосховища (Вишгород), поруч із греблею, і в Каховському водосховищі Дніпровського каскаду

Піки концентрації ^{90}Sr у водосховищах Дніпровського каскаду (рис. 1.8) були результатом затоплення найзабрудненіших заплав у ЧЗВ; наприклад, розлив Прип'яті внаслідок закупорювання річки льодами взимку 1990-1991 року призвів до значного тимчасового збільшення ^{90}Sr у цій системі, але не справив істотного впливу на рівні ^{137}Cs . Концентрації ^{90}Sr у річковій воді, що збільшилися приблизно від 1 до 8 Бк/л, зберігалися протягом п'яти - десяти днів [35]. Аналогічні події відбулися під час зимової повені 1994 року, під час інтенсивних літніх дощів у липні 1993 року і під час високого весняного паводку 1999 року [22].

1.4 Стік радіонуклідів із ґрунтів водозбірних площ

Невеликі кількості радіонуклідів вимиваються з ґрунту і переходять у річки, озера та зрештою в прибережну морську систему. Такі переходи можуть відбуватися під впливом ерозії частинок верхнього шару ґрунту і стоку в розчиненій фазі. Результати досліджень, що стосуються наслідків випробувань ядерної зброї та вмісту чорнобильського ^{90}Sr у річках [9, 11], вказують, що в довгостроковій перспективі темпи втрат із наземного середовища в річки становлять приблизно 1-2% на рік або менше. Таким чином, у довгостроковій перспективі стік радіонуклідів не знижує значною мірою радіоактивність у наземному середовищі, хоча це і призводить до триваючого (на низькому рівні) радіоактивного забруднення річкових і озерних систем.

1.5 Радіонукліди в прісноводних донних відкладеннях

Донні відкладення є важливим довгостроковим відстійником радіонуклідів. Радіонукліди в озерах можуть фіксуватися зваженими частинками, які потім опускаються й осідають у донних відкладеннях. Радіонукліди в озерних водах можуть також дифундувати в донні

відкладення. Ці процеси видалення радіонуклідів з озерних вод були названі 'самоочищенням' озера або водосховища [14].

У водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС приблизно через місяць після аварії більша частина радіонуклідів спостерігалася в донних відкладеннях [1, 3]. У довгостроковому плані приблизно 99% радіоактивного цезію в озерах зазвичай міститься в донних відкладеннях.

У відкладеннях Київського водосховища, що швидко накопичуються, шар максимальної концентрації радіоактивного цезію тепер похований у кількох десятках сантиметрів нижче за поверхню відкладення (рис. 1.9).

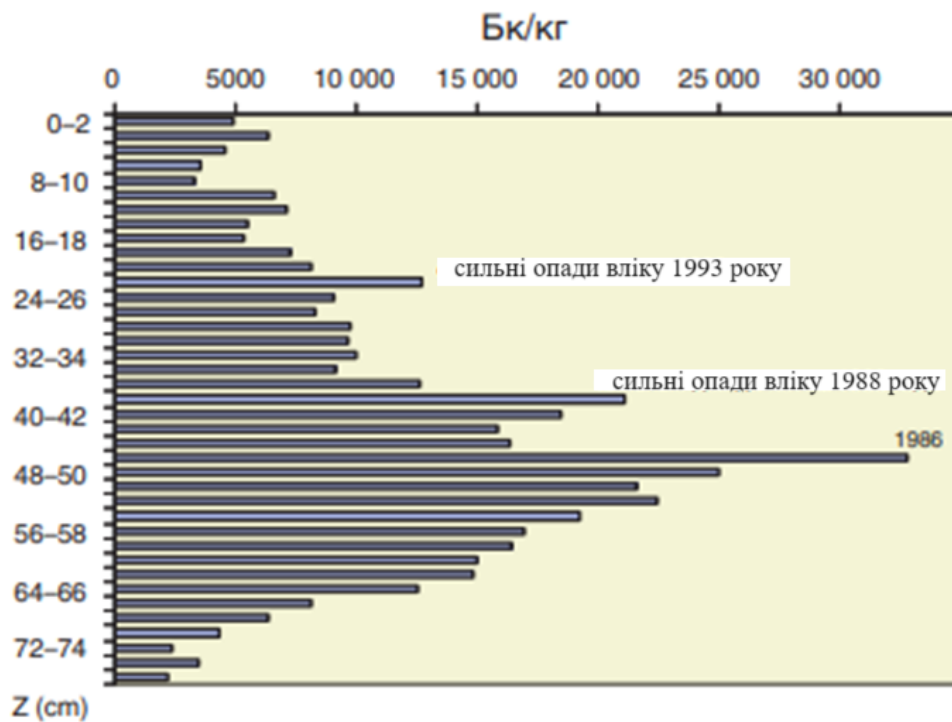


Рис. 1.9. Концентрації ^{137}Cs у глибоких мулистих наносах верхньої частини Київського водосховища, 1998 рік

При повільнішому утворенні відкладень, однак, пікові значення концентрації активності радіоактивного цезію залишаються біля поверхні відкладення. Пікові значення забруднення шару відкладень у 1988 і 1993

роках відображають наслідки повеней, спричинених сильними літніми дощами, і явища ґрунтової ерозії.

Навколо Чорнобильської АЕС більша частина радіоактивного матеріалу, що випав, перебувала у формі паливних частинок. Радіонукліди, що випали як паливні частинки, зазвичай менш мобільні, ніж ті, що випали в розчиненій формі. У відкладеннях озера Глибоке 1993 року більшість паливних частинок залишалася за 5 см від поверхні відкладення [26]. Розпад паливних частинок йшов набагато повільніше в донних відкладеннях озер, ніж у ґрунтах. Дослідження у водоймі-охолоджувачі показали, що період напіврозпаду паливних частинок у відкладеннях становить близько 30 років, тому до 2056 року (через 70 років після аварії на Чорнобильській АЕС) четверта частина радіоактивного матеріалу, що випав у формі паливних частинок у водойму-охолоджувач, усе ще залишатиметься у формі паливних частинок [33].

1.6 Поглинання радіонуклідів прісноводною рибою

Споживання прісноводної риби є важливою частиною водного шляху перенесення радіонуклідів до людини. Хоча перехід радіонуклідів у рибу вивчали в багатьох країнах, основна увага зосереджена на Україні у зв'язку з більш високим забрудненням водойм.

Є обмежені дані щодо ^{131}I в рибі. ^{131}I швидко поглинався рибою в Київському водосховищі, максимальні концентрації якого в рибі спостерігалися на початку травня 1986 року [1]. Концентрації в м'язовому волокні риби знизилися приблизно з 6000 Бк/кг живої ваги станом на 1 травня 1986 року до 50 Бк/кг живої ваги 20 червня 1986 року. Така швидкість зниження аналогічна швидкості фізичного розпаду ^{131}I . Внаслідок швидкого фізичного розпаду концентрації ^{131}I в рибі стали незначними через кілька місяців після аварії.

Цезій-137 у прісноводній рибі та іншій водній біоті. За роки після аварії на Чорнобильській АЕС було проведено безліч досліджень рівнів радіоактивного забруднення прісноводної риби радіоактивним цезієм. Внаслідок високих коефіцієнтів біонакопичення радіоактивного цезію в деяких районах риба продовжувала залишатися забрудненою, незважаючи на низькі рівні радіоактивного цезію у воді. Поглинання радіоактивного цезію дрібною рибою було відносно швидким, і максимальна концентрація спостерігалася протягом перших тижнів після аварії [5-7]. Через повільні темпи поглинання радіоактивного цезію великою хижою рибою (щука, вугор) концентрації в ній досягли максимуму через 6-12 місяців після випадання радіоактивних опадів [22-24].

У водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС концентрації ^{137}Cs у сазана, срібного ляща, окуня і щуки становили приблизно 100 кБк/кг живої ваги у 1986 році, зменшилися до кількох десятків кБк/кг у 1990 році [3] і до 2-6 кБк/кг у 2001 році. У деяких закритих озерах біля Чорнобильської АЕС [3] концентрація ^{137}Cs у хижій рибі через 15 років після аварії становила 10-27 кБк/кг живої ваги. Типові зміни вмісту ^{137}Cs у двох видах риби в часі через 16 років після аварії показано на рис. 1.10.

У Київському водосховищі концентрації ^{137}Cs у рибі становили 0,6-1,6 кБк/кг живої ваги (у 1987 році), 0,2-0,8 кБк/кг живої ваги (у 1990-1995 роках) та скоротились до 0,2 кБк/кг або менше в дорослій нехижій рибі у 2002 році. Значення для хижих видів риби становили 1-7 кБк/кг у 1987 році і 0,2-2 кБк/кг з 1990 до 1995 років [10].

У Західній Європі особливо серйозно були забруднені озера в деяких районах Фінляндії, Норвегії та Швеції. Приблизно в 14 000 озерах Швеції концентрації ^{137}Cs у рибі в 1987 році становили понад 1500 Бк/кг живої ваги (значення вказівного рівня у Швеції) [9]. Відразу після аварії на Чорнобильській АЕС у деяких альпійських озерах у Німеччині концентрації ^{137}Cs у щуці досягали 5000 Бк/кг живої ваги [3]. В озері Devoke в Озерному краї Великої Британії в 1988 році в окуня і форелі активність становила

близько 1000 Бк/кг живої ваги і повільно скоротилася до кількох сотень Бк/кг у 1993 році.

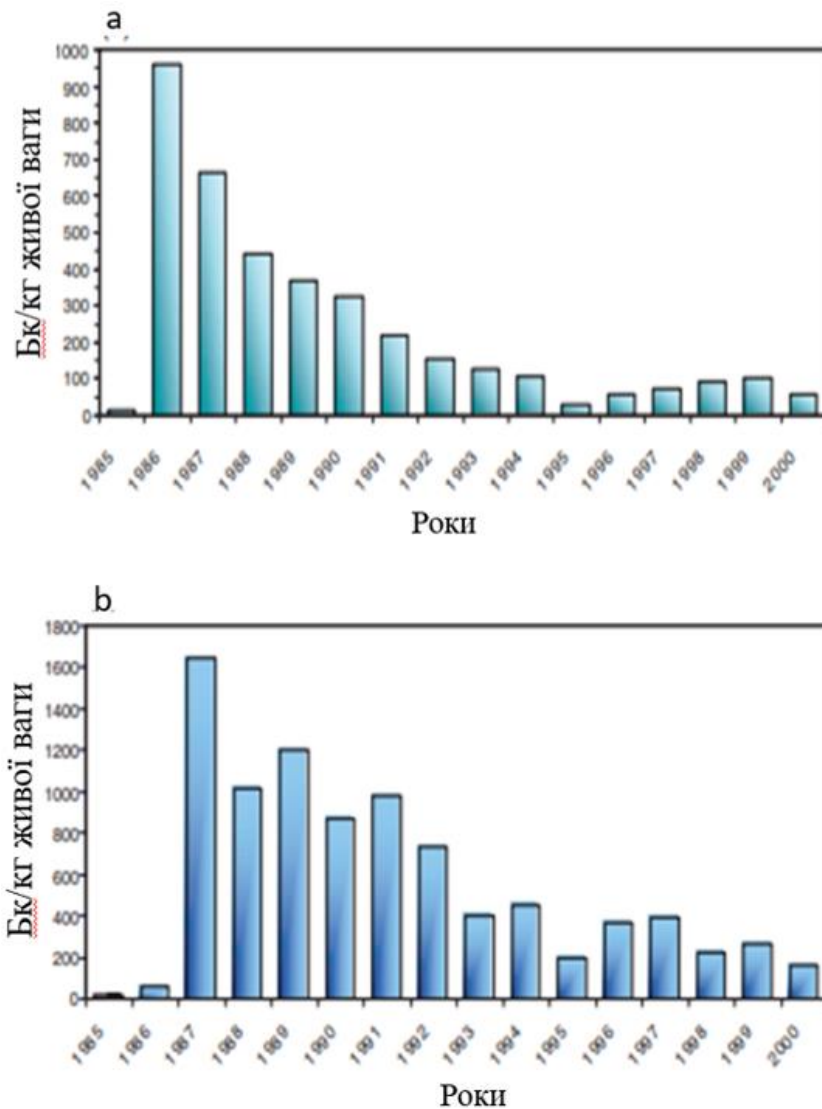


Рис. 1.10. Середні концентрації ^{137}Cs у нехижій (лящ, верхня гістограма) і хижій (щука, нижня гістограма) риби з Київського водосховища.

Біонакопичення радіоактивного цезію в рибі залежить від низки чинників. Присутність калію в озері або річці впливає на темпи накопичення радіоактивного цезію в рибі через його хімічну схожість із цезієм [13]. Сильні зворотні залежності спостерігалися між концентрацією калію в озерних водах і концентрацією ^{137}Cs у рибі після випробувань ядерної зброї

[12] та аварії на Чорнобильській АЕС [34]. У довгостроковому плані концентрації радіонуклідів у хижій рибі були значно вищими, ніж у нехижій риби, і у великій рибі зазвичай реєструвалися вищі концентрації радіонуклідів, ніж у дрібній. Підвищена концентрація у великій рибі називається 'ефектом розміру' [27, 31] і пояснюється відмінностями в метаболізмі та режимі харчування. Крім того, стара і велика риба піддавалася впливу більш високих рівнів ^{137}Cs у воді, ніж молода дрібна риба.

Відмінності в ступені біонакопичення радіоактивного цезію різними видами риби можуть бути значними; наприклад, рівні у великій щуки й окуня (хижа риба) були в п'ять-десять разів вищими, ніж у нехижій риби, наприклад, плотви. Подібно до цього коефіцієнти біонакопичення в озерах з низькою концентрацією калію можуть бути на порядок вищими, ніж в озерах з високою концентрацією калію. Тому в результаті спостережень [4] було відмічено, що в озерної риби на сільськогосподарських угіддях (де поверхневий стік калієвих добрив значний) нижчі коефіцієнти біонакопичення, ніж в озерної риби в напівприродних екосистемах.

Стронцій-90 у прісноводній рибі. Хімічно та біологічно стронцій поводить себе аналогічно кальцію. Стронцій найсильніше біоакумулюється у воді з низьким вмістом кальцію - 'м'якій' воді. Відносно низькі коефіцієнти біонакопичення ^{90}Sr (близько 102 л/кг) у системі вода-риба і менші обсяги випадання цього ізотопу означали, що концентрації ^{90}Sr у рибі були зазвичай набагато нижчими, ніж ^{137}Cs . У водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС концентрації ^{90}Sr у рибі в 1986 році становили близько 2 кБк/кг (на все тіло риби) порівняно з приблизно 100 кБк/кг за ^{137}Cs у 1993 році [21]. У 2000 році в найбільш забруднених озерах навколо Чорнобиля максимальний рівень концентрації ^{90}Sr у м'язовій тканині хижої і нехижої риби варіював від 2 до 15 Бк/кг живої ваги. У 2002-2003 роках рівень ^{90}Sr у рибі у водосховищах Дніпровського каскаду становив лише 1-2 Бк/кг, що наближається до рівня, зареєстрованого до чорнобильської аварії. Прісноводні молюски мали значно вище біонакопичення ^{90}Sr , ніж риба. У Дніпрі в тканинах молюсків містилося

приблизно в десять разів більше ^{90}Sr , ніж у м'язовій тканині риби [12]. Аналогічно цьому біонакопичення ^{90}Sr у кістках і шкірі риби приблизно в десять разів вище, ніж у м'язах [10].

1.7 Радіоактивність у морських екосистемах

Морські екосистеми серйозно не постраждали від випадання радіоактивних опадів із Чорнобильської АЕС, найближчі моря від реактора - це Чорне море (приблизно за 520 км) і Балтійське море (приблизно за 750 км). Основним шляхом забруднення цих морів було випадання атмосферних радіоактивних опадів, і меншою мірою надходження радіонуклідів до прибережної смуги з річок, що відбувалося протягом багатьох років після аварії. Поверхнєве випадання ^{137}Cs становило близько 2,8 ПБк на Чорне море і 3,0 ПБк на Балтійське море [15].

Розподіл радіонуклідів у морі. Радіоактивні випадіння на поверхню Чорного моря не були однорідними і в основному відбулися 1 і 3 травня 1986 року [15]. Концентрації ^{137}Cs у поверхневих водах Чорного моря варіювали від 15 до 500 Бк/м³ у червні-липні 1986 року, хоча до 1989 року горизонтальне змішування поверхневих вод призвело до відносно однорідних концентрацій у діапазоні 41-78 Бк/м³ [15], які до 2000 року зменшилися до 20-35 Бк/м³ [3].

Крім ізотопів цезію спостерігалися також більш короткоживучі радіонукліди, такі, як ^{144}Cs і ^{106}Ru . Кількість ^{137}Cs , що потрапила у води Чорного моря внаслідок чорнобильських випадіннь, подвоїла наявну кількість ^{137}Cs , що є наслідком глобальних випадіннь унаслідок атмосферних випробувань ядерної зброї, і загальна кількість становила приблизно 3100 ТБк. Кількість ^{90}Sr збільшилася на 19% порівняно з доаварійним періодом і оцінювалася приблизно в 1760 ТБк [29]. Вертикальне змішування радіонуклідів, що випали на поверхню, також скоротило максимальні концентрації, які спостерігаються у воді протягом місяців і років після

випадання радіоактивних опадів. Перехід радіоактивності в глибші води постійно знижував концентрації ^{137}Cs у поверхневому (0-50 м) шарі Чорного моря. Існуюче в даний час становище в морському середовищі Чорного моря показано в таблиці 3.8 [29].

Табл. 1.2. Радіонукліди в різних пробах, відібраних з узбережжя Чорного моря протягом 1996-2001 років.

Проби навколишнього середовища	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
Морська вода, Бк/м ³	14–29	12–28	$(2,4–28) \times 10^{-3}$
Пляжний пісок і мушлі, Бк/кг	0,9–8,0	0,5–60 (shell)	$(80–140) \times 10^{-3}$
Морська водорість <i>Cystoseira barbata</i> (Бк/кг живої ваги)	0,2–2,3	0,4–0,9	$(9,0–14) \times 10^{-3}$
Моллюск <i>Mytilus galloprovincialis</i> (тканина, Бк/кг живої ваги)	0,3–1,7	0,02–3,2	$(1,5–2,5) \times 10^{-3}$
Риба <i>Sprattus sprattus</i> , <i>Trachurus</i> (Бк/кг живої ваги)	0,2–6,0	0,02–0,7	$(0,3–0,5) \times 10^{-3}$

Значна частина обсягів ^{137}Cs , ^{90}Sr і $^{239,240}\text{Pu}$ в Чорному морі утворилася в результаті випробувань ядерної зброї, а не аварії на Чорнобильській АЕС. Надходження радіонуклідів у Чорне море з річок було набагато менш значним, ніж пряме випадання атмосферних опадів на морську поверхню. У період 1986-2000 років надходження ^{137}Cs з річок становило лише 4-5% порівняно з надходженням з атмосфери, хоча надходження ^{90}Sr з річок було більш значним, становлячи близько 25% загального обсягу атмосферних випадіннь [29-31]. У випадку Балтійського моря надходження з річок

перебували на аналогічному з Чорним морем рівні і становили близько 4% і 35% атмосферних випадінь ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно [31]. Відносно більше надходження ^{90}Sr з річок зумовлене його слабшою адсорбцією в ґрунти водозбірних площ і в донні відкладення озер і річок, а також меншими кількостями ^{90}Sr (порівняно з ^{137}Cs) в атмосферних опадах, що випали на великих відстанях від реакторного майданчика Чорнобильської АЕС. Процеси седиментації в морському середовищі, так само як і в прісноводному середовищі, є важливим фактором у процесі 'самоочищення' водної екосистеми. Однак швидкість седиментації в Чорному морі відносно низька [26].

Дані, представлені на рисунку 1.11, вказують на те, що в центральному глибокому басейні Чорного моря чорнобильські випадання вкриті сформованим з моменту аварії шаром відкладень розміром менше 1 см [26].

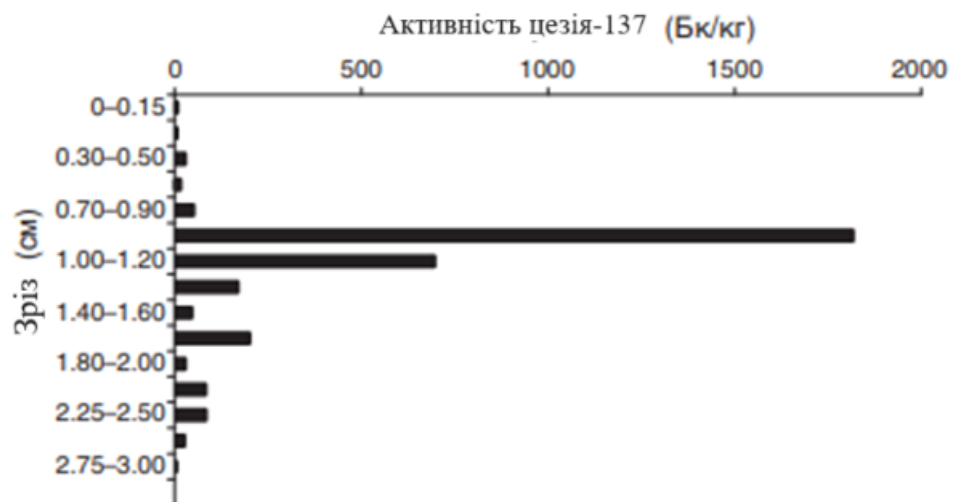


Рис. 1.11. Профіль ^{137}Cs у донних відкладеннях (Core BS23/2000), відібраний під час експедиції МАГАТЕ на Чорне море у 2000 році.

У результаті розбавлення і седиментації концентрація ^{137}Cs швидко зменшилася, скоротивши величину забруднення морської води наприкінці

1987 року у два-чотири рази порівняно з літом 1986 року. Середня концентрація ^{137}Cs у Балтійському морі згідно з наведеною в [12] оцінкою впродовж початкового періоду після випадінь становила близько 50 Бк/м³, з граничними значеннями у два-чотири рази вищими, ніж відмічені в деяких районах моря.

Перехід радіонуклідів у морську біоту. Біонакопичення радіоактивного цезію і радіоактивного стронцію в морських системах зазвичай нижче, ніж у прісній воді, через набагато вищий вміст конкуруючих іонів у солоній воді. Низьке біонакопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у морських системах і широке розведення в цих системах означало, що концентрації радіонуклідів у морській біоті після аварії на Чорнобильській АЕС були відносно низькими. У таблиці 1.2 наведено приклади вмісту ^{137}Cs , ^{90}Sr і $^{239,240}\text{Pu}$ у воді та морській біоті Чорного моря в період 1998-2001 років [7]. Докладні дані про радіоактивне забруднення риби Балтійського моря протягом десятиліть після чорнобильської аварії у більшості видів риби зареєстрували відносно низький рівень забруднення радіоактивним цезієм, у більшості випадків у діапазоні 30-100 Бк/кг або менше в період до 1995 року.

1.8 Водні екосистеми

Прісноводні екосистеми. У річках і водосховищах Дніпровської системи інтенсивність стоку радіонуклідів поступово скоротиться. У разі найгіршого сценарію гідрологічний стік протягом наступних 50 років [17] призведе до того, що середні концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr наблизяться до рівнів, що існували до аварії. Рівні радіоактивного забруднення води та основних споживаних видів риби у водосховищах середньої та нижньої частини Дніпра наблизяться до фонових рівнів (рис. 1.12). Водночас в ізольованих (закритих) водоймах на забруднених територіях підвищений вміст ^{137}Cs як у воді, так і у водній біоті зберігатиметься ще кілька десятиліть.

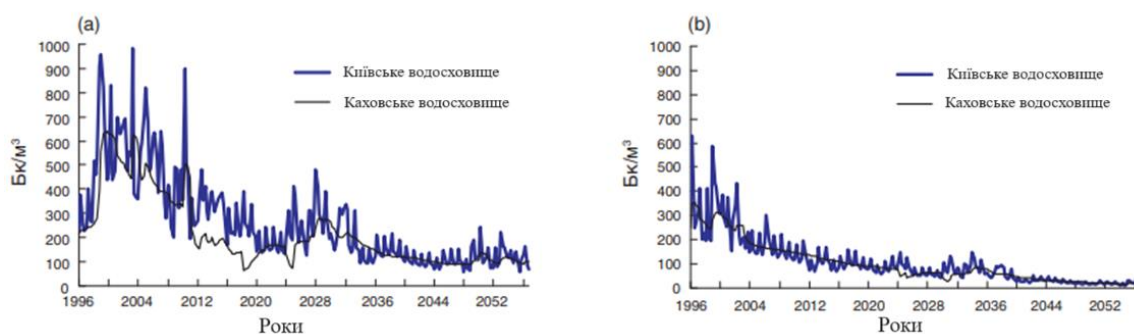


Рис. 1.12. Прогнозовані концентрації ^{90}Sr у воді водосховищ, що знаходяться вище і нижче за течією, у разі а) найгіршого і б) найкращого ймовірнісних гідрологічних сценаріїв, очікуваних щодо басейну річки Прип'ять.

Нещодавні дані [3-7] показують, що нині концентрації ^{137}Cs у поверхневих водах і рибі зменшуються дуже повільно. Ефективний екологічний період напівочищення у воді та в мальках збільшився з одного до чотирьох років протягом перших п'яти років після аварії і від шести до 30 років в останні роки. Майбутні рівні забруднення можуть бути розраховані з використанням оціненого довгострокового зниження концентрацій радіоактивного цезію у воді та рибі з ефективним екологічним періодом напівочищення близько 20 років, хоча існують широкі варіації темпів зниження [12].

Концентрації радіоактивного цезію у воді наразі відносно низькі (максимум 1 Бк/л), за винятком дрібних закритих озер у межах ЧЗВ та на інших вельми забруднених територіях. Очікується, що його концентрації протягом наступних десятиліть будуть як і раніше повільно зменшуватися. У деяких озерах, однак, концентрації ^{137}Cs у воді та в рибі, як очікується, залишаться відносно високими протягом кількох десятиліть, як показано в таблицях 1.3 і 1.4.

Табл. 1.3. Концентрації ^{137}Cs у воді різних, забруднених озер та річок в Європі та прогнози на 30, 50 та 70 років після аварії на ЧАЕС

Озеро/річка	Вимірний рівень ^{137}Cs , Бк/л, (рік вимірювання)	Прогнозований рівень ^{137}Cs , Бк/л		
		2016 рік	2036 рік	2056 рік
Київське водосховище	0,028 (1998)	0,015	0,007	0,004
Водойма-охолоджувач АЕС	2,5 (2001)	1,5	0,8	0,4
Vorsee, Німеччина	0,055 (2000)	0,032	0,016	0,008
Devoke, Велика Британія	0,012 (1998)	0,006	0,003	0,002

Табл. 1.4. Концентрації ^{137}Cs (на одиницю живої ваги) в рибі, забруднених озер та річок в Європі та прогнози на 30, 50 та 70 років після аварії на ЧАЕС

Озеро/річка	Вид риби	Вимірний рівень ^{137}Cs , Бк/л, (рік вимірювання)	Прогнозований рівень ^{137}Cs , Бк/л		
			2016 рік	2036 рік	2056 рік
Київське водосховище	Окунь	300 (1997)	160	80	40
Водойма-охолоджувач АЕС	Окунь	18 000 (2001)	11 000	5 400	2 700
Vorsee, Німеччина	Щука	174 (2000)	100	50	25
Devoke, Велика Британія	Форель	370 (1996–1998)	200	100	50
Noysjoen, Норвегія	Форель	390 (1998)	210	100	50

Концентрації ^{90}Sr у воді, що знизилися, як очікується, протягом наступних десятиліть ще зменшаться навіть порівняно з їхніми нинішніми низькими рівнями (табл. 1.5).

Табл. 1.5. Концентрації ^{90}Sr у воді різних, забруднених озер та річок і прогнози на 30, 50 та 70 років після аварії на ЧАЕС

Озеро/річка	Вимірний рівень ^{90}Sr , Бк/л, (рік вимірювання)	Прогнозований рівень ^{90}Sr , Бк/л		
		2016 рік	2036 рік	2056 рік
Київське водосховище	0,16 (1998)	0,09	0,04	0,02
Водойма-охолоджувач АЕС	2,0 (2001)	1,2	0,6	0,3
Річка Прип'ять	0,28 (1998)	0,15	0,08	0,04
Озеро Глибоке, ЧЗВ	120 (2004)	80-90	40-60	20-30

Розпад паливних частинок у донних відкладеннях озер відбувався набагато повільніше, ніж у ґрунтах [14]. Період напіврозпаду паливних частинок у відкладеннях водойми-охолоджувача становить приблизно 30 років і, отже, радіонукліди в паливних частинках залишаться в їхній первісній формі ще протягом багатьох років.

Морські екосистеми. Нині концентрації радіонуклідів (головним чином радіоактивного цезію) в морських системах набагато нижчі, ніж це спостерігається в прісноводних системах. Передбачається, що їхні концентрації в морській воді та морській біоті Чорного моря будуть, як і раніше, зменшуватися (див. таблицю 1.2). Це відбувається головним чином через фізичний розпад, але триваючий перехід у відкладення морського дна і подальше розведення також сприятимуть цьому зниженню.

2 НАКОПИЧЕННЯ І ВМІСТ ЦЕЗІЮ-137 В ОРГАНІЗМІ РИБ, ЩО МЕШКАЮТЬ У ВОДОЙМАХ ПРИП'ЯТСЬКОГО ПОЛІССЯ

Роботи з вивчення забруднення риб радіоактивними речовинами за своєю спрямованістю можна розділити на дві групи. Одна з них присвячена вивченню надходження, накопичення і перерозподілу радіоактивних речовин в організмі риб, а також виведення їх з органів і тканин риб, інша - питанням біологічної дії радіації на організм риб. Забруднення риб відбувається шляхом безпосередньої адсорбції радіоактивних речовин поверхнею тіла, через їжу і в результаті інших обмінних процесів між організмом і навколишнім середовищем. У внутрішні органи риб радіоактивні елементи проникають через шкіру, зябра і ротову порожнину. Одним із важливих джерел зараження риб є передача радіоактивних речовин харчовими ланцюгами. Молодь більшості риб і багато дорослих риб харчуються планктоном, який здатний накопичувати радіонукліди до концентрацій, що в сотні та тисячі разів перевищують концентрації в навколишній воді. Тому за малого вмісту радіоактивних речовин у воді надходження їх в організм риб обумовлюється насамперед забрудненою їжею. Під час перебування у воді, забрудненій радіоактивними речовинами, риби отримують зовнішнє опромінення. Адсорбована на поверхні їхнього тіла активність створює опромінення організму. Зі свого боку радіоактивні речовини, що накопичуються в органах і тканинах, створюють внутрішнє джерело опромінення [4]. Радіонукліди так само, як і всі стабільні нукліди, надходять у тіло гідробіонтів через травний тракт, зябровий апарат і покривні тканини. Інтенсивність засвоєння організмом радіонуклідів багато в чому визначається ступенем фізико-хімічної тотожності їх зі стабільними нуклідами, необхідними для оптимального функціонування біонта, а також агрегатним станом, концентрацією у воді, функціональним станом організму тощо. Живі

організми засвоюють нукліди одного елемента практично однаковою мірою, оскільки за хімічними властивостями вони тотожні. Інтенсивність надходження в організм радіонукліда істотною мірою залежить від шляху його проникнення. Радіоактивні речовини, що містяться в твердих частинках, гідробіонтами практично не засвоюються. На відміну від цього радіонукліди, що перебувають в іонному стані, поглинаються гідробіонтами інтенсивно [3]. Звільнення організму риб від радіоізоотопів відбувається кількома шляхами: змиванням із поверхні тіла, виведенням із продуктами обміну, а також у результаті розпаду радіоізоотопів [4]. Накопичення радіоактивних речовин органами і тканинами риб, а також розподіл і виділення їх залежить від цілої низки умов, основними з яких є: хімічна природа радіоізоотопів і періоди їхнього напіврозпаду, концентрація радіоізоотопів у воді, вид, вік і фізіологічний стан риб, екологічні умови. Хід спрямованості обмінних реакцій в організмі риб визначається співвідношенням між процесами накопичення і виведення радіоізоотопів організмом. Кумуляція радіоізоотопів органами і тканинами риб залежить від концентрації цих радіоізоотопів у воді та часу перебування в ній риб. Чим вищий ступінь радіоактивності води, тим більший ступінь забрудненості риб. За одноразового забруднення риб навіть великими кількостями радіоізоотопів накопичення їх організмі буває незначним. За тривалого ж забруднення низькими концентраціями радіоізоотопи можуть накопичуватися в організмі у великих кількостях. Найбільш інтенсивна кумуляція радіоактивних речовин відбувається в першу добу. За рівності процесів надходження і виведення радіоактивних елементів через 2 - 3 місяці настає граничне накопичення радіоізоотопів органами і тканинами. При досягненні межі накопичення радіоактивних речовин організмом подальша кумуляція припиняється. Молоді та швидкозростаючі риби кумулюють радіоізоотопи швидше і у відносно більших кількостях, ніж риби середнього та старого віку.

У донних риб накопичення радіоізоотопів йде швидше, ніж у пелагічних. Таким чином, екологічні умови та фізіологічний стан риб

відіграють значну роль у забрудненні їх радіоактивними речовинами [4]. Вивчення накопичення цезію-137 водними організмами в природних умовах пов'язане з кількісною оцінкою і прогнозуванням переходу штучних радіонуклідів із зовнішнього середовища в живі організми. Нині найцікавішими є дослідження в природних умовах, оскільки вони дають змогу отримати реальні кількісні показники міграційного перенесення радіонуклідів у ті чи інші елементи екосистеми. Численними дослідженнями в природі встановлено, що рівні накопичення рибами радіонуклідів перебувають у зворотній залежності від мінералізації водойм і вмісту у воді їхніх хімічних аналогів [1]. Суттєво впливають на накопичення радіонуклідів у тілі риб сезонна зміна року і температура води: чим вища температура, тим активніше відкладаються радіонукліди. За одночасного забруднення радіонуклідом води і корму накопичення в тканинах риби зазвичай вище, ніж у разі його надходження тільки з кормом. Накопичення радіонуклідів у тканинах багато в чому залежить від фізіологічної активності риби: що активніший її спосіб життя і що вона молодша, то, як правило, більше відкладається в її тканинах радіонуклідів. Інтенсивність накопичення радіонуклідів у риб схильна так само до видових коливань [3]. Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до погіршення екологічної обстановки в Україні та Європі. Найбільше постраждали від радіації Київська, Житомирська, Рівненська та Чернігівська області. Радіоактивного забруднення зазнали великі площі лісових масивів і сільськогосподарських угідь, що, як і раніше, становить серйозну проблему для населення, яке проживає на забрудненій території. Нині, коли радіаційна обстановка стабілізувалася, найнебезпечнішим для людини продовжує залишатися цезій-137. Реальна небезпека радіаційного впливу на людину існувала і залишається до теперішнього часу через постійне споживання в їжу лісових грибів і ягід, дичини, риби, виловленої в річках і озерах, розташованих на забруднених радіонуклідами територіях. Основною водною артерією в забруднених радіонуклідами районах є річка Прип'ять зі своїми притоками:

річками Стир, Стохід, Уборть, Словечна, Уж. Річки Полісся мають типовий болотистий характер. Течія річок повільна, дно річок торф'янисте, в'язке. Найбільш значущим вторинним джерелом забруднення водних екосистем були паводки, що призводили до змиву з водозбірних площ, забруднених радіонуклідами, частинок ґрунту і радіоактивних продуктів обміну речовин. Рівень забруднення річок і більшості озер радіонуклідами нині низький. Однак у деяких замкнутих озерах, з яких немає стоку, поверхневий стік із забруднених територій призвів за рахунок змиву радіонуклідів з водозбірних територій до підвищення концентрацій радіонуклідів у донних відкладеннях і біоте. Вода водойм містить відносно невелику кількість радіонуклідів і виконує роль екрану, що перешкоджає виносу радіонуклідів із донних відкладень. Радіонукліди, що потрапили до річок і озер, осіли на дно, але оскільки водні рослини та безхребетні тварини мають здатність легко накопичувати розчинні у воді мінеральні речовини, зокрема й радіонукліди, які потрапили до водоймищ, частина їх, головним чином цезій-137 і стронцій-90, концентрується в гідробіонтах: личинках комах, зоо- і фітопланктоні, водоростях, молюсках. Забруднення риб відбувається шляхом безпосередньої адсорбції радіоактивних речовин поверхнею тіла, в результаті обмінних процесів між організмом і навколишнім середовищем. У внутрішні органи риб радіоактивні елементи проникають через шкіру, зябра і ротову порожнину. Здебільшого в організм риб радіонукліди потрапляють харчовим ланцюжком.

Багато видів риб, що мешкають у водоймах Полісся, харчуються планктоном, який навіть за низьких рівнів радіації накопичує радіонукліди в значних кількостях, таким чином будучи джерелом забрудненої радіонуклідами їжі для рослиноїдних риб [23]. Харчуючись забрудненою їжею, риби накопичують у тілі в 2-3 рази більше цезію-137, ніж його міститься в кормі. Зі свого боку хижі риби, поїдаючи забруднені радіонуклідами мирні види риб і своїх же дрібних одноплемінників, теж стають джерелами радіації. Риби, які харчуються донними тваринами,

накопичують набагато більше радіоактивних речовин, ніж пелагічні риби. Радіонукліди, що надійшли в організм риб, концентруються залежно від своїх хімічних властивостей у різних органах і тканинах. Цезій-137, подібний за хімічним складом до калію, концентрується в м'язах риб і молюсків, а стронцій-90, що є аналогом кальцію, накопичується в кістковій тканині риб і в раковинах молюсків. Відрізняються ці радіонукліди і за швидкістю виведення з організму, значно повільніше виводиться стронцій-90, локалізований у кістковій тканині риб і раковинах, цезій-137 порівняно швидко виводиться з м'язів. Таким чином, риби, забруднені радіоізотопами, можуть стати небезпечними джерелами зараження інших тварин, зокрема й людини. Риба, виловлена в річках, що протікають на забруднених цезієм-137 територіях, а також у штучних водосховищах, містить цезій-137 значно менше, ніж риба, виловлена в озерах, що розташовані на території природних екосистем (ліси, луки)(рис. 2.1, 2.2).

Види риб	ГДК	Фактична концентрація	Коефіцієнт небезпеки радіонукліду
Окунь	150	1,27±0,07	0,0084
Щука	150	1,35±0,01	0,009
Товстолоб	150	0,90±0,07	0,006
Плітка	150	0,97±0,09	0,0064
Лускатний короп	150	1,02±0,03	0,0068
Сріблястий карась	150	1,23±0,07	0,0082

Рис. 2.1. Питома активність цезію-137 у ставковій рибі, Бк/кг (С.Ф. РАЗАНОВ, 2020 р.)

Види риб	ГДК	Фактична концентрація	Коефіцієнт небезпеки радіонукліду
Окунь	150	0,84±0,41	0,0061
Плітка	150	0,58±0,37	0,0038
Лускатний короп	150	0,60±0,28	0,0040
Сріблястий карась	150	0,77±0,31	0,0051
Щука	150	0,82±0,21	0,0054

Рис. 2.2. Питома активність цезію-137 у річковій рибі, Бк/кг (С.Ф. РАЗАНОВ, 2020 р.)

Як видно, існують відмінності в рівнях накопичення у різних видів риб, що мешкають в одній водоймі. Найбільш забруднені цезієм-137 хижі види риб, такі як окунь, щука, сом. Рівень накопичення радіоцезію в організмах цих видів риб залежно від місця вилову змінювався. Найменш забруднені короп (*Cyprinus carpio*), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*), минь (*Lota lota*), лин (*Tinca tinca*). На підставі цих результатів можна скласти такий перелік місцевих видів риб, ранжований за зростанням середнього рівня вмісту цезію-137 в організмі риб: короп (*Cyprinus carpio*), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*), минь (*Lota lota*), лящ (*Abramis brama*), лин (*Tinca tinca*), йорж (*Gymnocephalus cernuus*), каналний сом (*Ictalurus punctatus*), рак (*Astacus astacus*), карась (*Carassius*), плотва (*Rutilus rutilus*), сом (*Silurus glanis*), щука (*Esox lucius*) та окунь (*Perca fluviatilis* L.) (табл. 2.1). Можна відзначити, що вміст радіонуклідів у великих видів більший, ніж у дрібних екземплярів того ж самого даного виду, особливо це яскраво виражено у хижих риб [23].

Табл. 2.1 - Перелік місцевих видів риб, ранжований за зростанням середнього рівня вмісту ^{137}Cs (Бк/кг) у їхньому організмі

Вид риби	Max, Бк/кг	Min, Бк/кг	Сер., Бк/кг	Місце за зростанням
Короп	10	10	10	1

Краснопірка	79	20	49,5	2
Налим	84	17	50	3
Лящ	105	15	60	4
Лин	112	13	62	5
Йорш	84	84	84	6
Канальний сом	225	179	202	7
Рак	419	132	275	8
Карась	842	7	424	9
Плітка	1193	13	603	10
Сом	1085	179	632	11
Щука	1287	14	650	12
Окунь	2414	36	1225	13

Любителям рибного лову необхідно взяти собі на замітку, що рибу слід ловити тільки в проточних водоймах, наприклад, у річках, а також у штучно створених водосховищах, де для вирощування рослиноїдних риб використовують чисті корми. У водоймах, що знаходяться на забруднених територіях, і особливо лісових, де зберігається більш висока концентрація радіонуклідів, ловити рибу, і насамперед сома, щуку та окуня, не слід. Під час приготування риби, виловленої у водоймах, розташованих на забрудненій радіонуклідами території, необхідно дотримуватися правил: перше й основне правило - перевіряти улов у місцевих центрах радіаційного контролю щодо вмісту в рибі радіонуклідів; використовувати для кулінарного оброблення лише філе риби; у разі варіння - перший бульйон завжди зливати. У разі перевищення вмісту в рибі радіоцезію понад встановлені норми (РДУ-99 - 370 Бк/кг) виключити таку рибу з раціону й утилізувати [33].

2.1 Радіонукліди в іхтіофауні Київського водосховища та деяких водоймах Житомирської та Рівненської областей

Після аварії на Чорнобильській АЕС 1986 р. у гідробіонтах дніпровських водосховищ, зокрема в рибі, були зареєстровані всі радіонукліди, виявлені у воді. Питома радіоактивність представників іхтіофауни досягала величин порядку $n \cdot 10^5$ Бк/кг. У червні 1986 р. сумарна

питома радіоактивність риб Київського водосховища досягала 3000 Бк/кг, Канівського – 1000 Бк/кг (рис.2.3) [3].

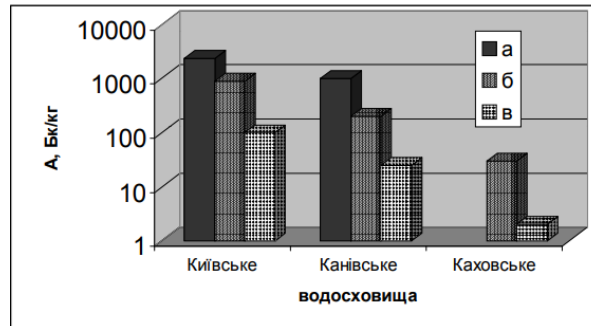


Рис. 2.3. Сумарна питома радіоактивність риб дніпровських водосховищ. а – 1986 р., б – 1987 р., в – 2003 р.

З роками сумарний вміст радіонуклідів в організмах риб дніпровських водосховищ зменшувався та змінювалася роль окремих уламків поділу урану у формуванні їх радіонуклідного забруднення. В перші місяці після аварії вагомий внесок у забруднення риб штучними радіонуклідами належав короткоіснуючим радіонуклідам (рис. 2.4).

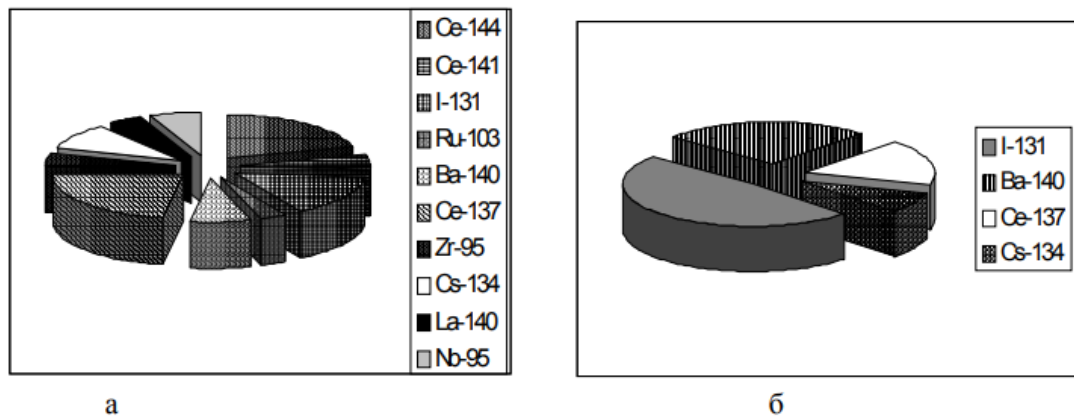


Рис. 2.4. Вміст радіонуклідів в рибах Київського водосховища у червні 1986 р., %, (а – плоскирка, б – щука).

З наведених даних видно, що спектр накопичення радіонуклідів бентофагами у цей період був ширшим, ніж у риб хижих видів. При цьому була вищою і питома радіоактивність окремих радіонуклідів в організмі представників групи бентофагів. У подальшому, у зв'язку з процесами

розпаду короткоіснуючих уламків поділу урану, радіонуклідне забруднення риб дніпровських водосховищ формувалося ^{137}Cs [1,2]. В перші місяці після аварії рівні накопичення цього радіонукліда бентосоядними видами риб були вищими, ніж хижаками. З часом відбувалося поступове накопичення ^{137}Cs в організмі хижих риб і у 1987 р. були відзначені найвищі величини його питомої радіоактивності (рис.2.5).

У зв'язку з тим, що період напіврозпаду ^{137}Cs складає 30 років і цей радіонуклід є аналогом біогенного елемента – калію [3].

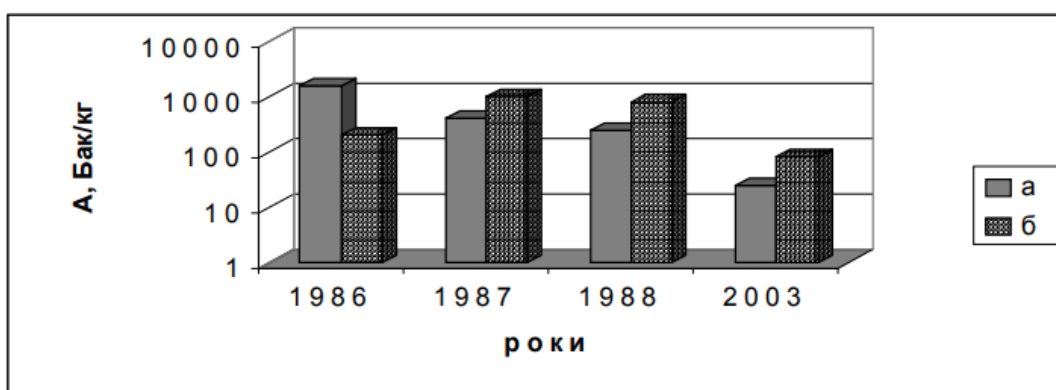


Рис. 2.5. Вміст ^{137}Cs в рибах Київського водосховища,
а – бентофаги; б – хижі.

Завдяки чисельним комплексним радіоекологічним дослідженням, що виконані співробітниками Інституту гідробіології у період 1996 – 2005 рр., ми маємо змогу відзначити особливості радіонуклідного забруднення риб прісноводних водойм України на сучасному етапі. Дослідження проведено у водоймах різних типів, що розташовані у різних географічних зонах: водоймах-охолоджувачах Чорнобильської та Південно-Української АЕС; дніпровських водосховищах, водосховищах на ріках Ірша, Рось, Жерев; озерах Шацького Національного парку, Рівненської області і зони відчуження Чорнобильської АЕС; риборозплідних ставах Київської, Чернігівської, Житомирської і Ровенської областей; ріках Прип'ять, Десна,

Сейм, Псьол, Інгулець. Питома радіоактивність риби водойм степової і лісостепової зон України не тільки не перевищує 50 Бк/кг, але в багатьох випадках відповідає доаварийним рівням [3] – до 10 Бк/кг (риборозплідні стави в районі міст Біла Церква, Тараща, Прилуки, р. Інгулець, р. Псьол, Косовское водоймище на р. Рось, Дніпродзержинське, Запорізьке та Каховське водосховища). Вміст ^{137}Cs у рибах водойми-охолоджувача Південно-Української АЕС складає 2 – 8 Бк/кг. Відношення $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$, рівне 2, а також присутність у пробах ^{60}Co і ^{54}Mn указує на те, що забруднення риби цієї водойми обумовлено роботою АЕС.

У лісостеповій зоні розташоване і Канівське водоймище, де питома радіоактивність риби трохи вища (до 45 Бк/кг). У північній частині дослідженого регіону радіоекологічна ситуація в даний час значно складніша. У багатьох роботах підкреслюється критичність ландшафтів Полісся з погляду інтенсивності міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах, що в першу чергу обумовлюється типом ґрунтів. Однак вміст ^{137}Cs у рибах досліджених нами водойм лівобережжя Дніпра не перевищував 30 Бк/кг. Рівні забруднення риби рік Десни і Сейму не перевищували 20 Бк/кг [4]. Слід зазначити, що в 1986 р. у компонентах екосистеми р. Десна було зареєстровано досить високий вміст радіонуклідів [5] і радіоекологічна ситуація на сучасному етапі свідчить про високу здатність незарегульованих річкових екосистем до самоочищення. У риборозплідних ставах східного Полісся, що заповнюються водою з Київського водосховища, вміст ^{137}Cs у рибах досягав 30, а в середньому складав 5 – 15 Бк/кг.

У 2005 р. максимально зареєстрована питома радіоактивність ^{137}Cs риби Прип'ятьського відрогу та лівобережної ділянки Київського водосховища складала 150 Бк/кг, радіоактивність риби з правобережної частини водосховища була в 2 – 3 рази нижчою. Рівні вмісту ^{137}Cs у рибах водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС становили 2000 – 20000 Бк/кг, у найбільш забруднених озерах лівобережної заплави були у кілька разів вищими. У водоймах, розташованих на території західного сліду

чорнобильського викиду, рівні вмісту ^{137}Cs у рибах залежать від типу водойми і специфічних умов, що складаються в кожному окремому випадку в більшому ступені, чим від щільності радіонуклідного забруднення площі водозбору. У деяких випадках у рибозплідних ставках, що мають єдину систему водопостачання, питома радіоактивність риб розрізнялася в кілька разів[18]. На півночі Рівенської області визначений вміст ^{137}Cs у товарній рибі, виробленої в рибозплідних господарствах Дубровицького та Зарічянського районів. Питома радіоактивність риб, виловлених у більшості ставів у середньому склала 35 – 62 Бк/кг. Однак відзначені групи водойм зі вмістом ^{137}Cs у рибах 13 – 20 та 80 – 180 Бк/кг. На території Зарічянського району питома радіоактивність риб у ставах, використовуваних для аматорського лову, і замкнутому озері склала 20 і 1110 Бк/кг відповідно, при щільності забруднення площі водозбору до 5 Ки/км². У Повчанському водосховищі на р. Жерев (Лугинський район Житомирської області), де щільність забруднення площі водозбору до 20 Ки/км², вміст ^{137}Cs у рибах знаходився на рівні 60 – 100 Бк/кг, у р. Жерев нижче за течією – до 200 Бк/кг. У рибах окремих озер Шацького Національного парку вміст ^{137}Cs також значно розрізнявся і перебував в межах від 1 до 40 Бк/кг. Визначено вміст ^{137}Cs в окремих органах та тканинах риб. Результати, що наведені на рисунку 2.6, свідчать про те, що близько 70 % радіонукліда зосереджено у м'яких тканинах [15].

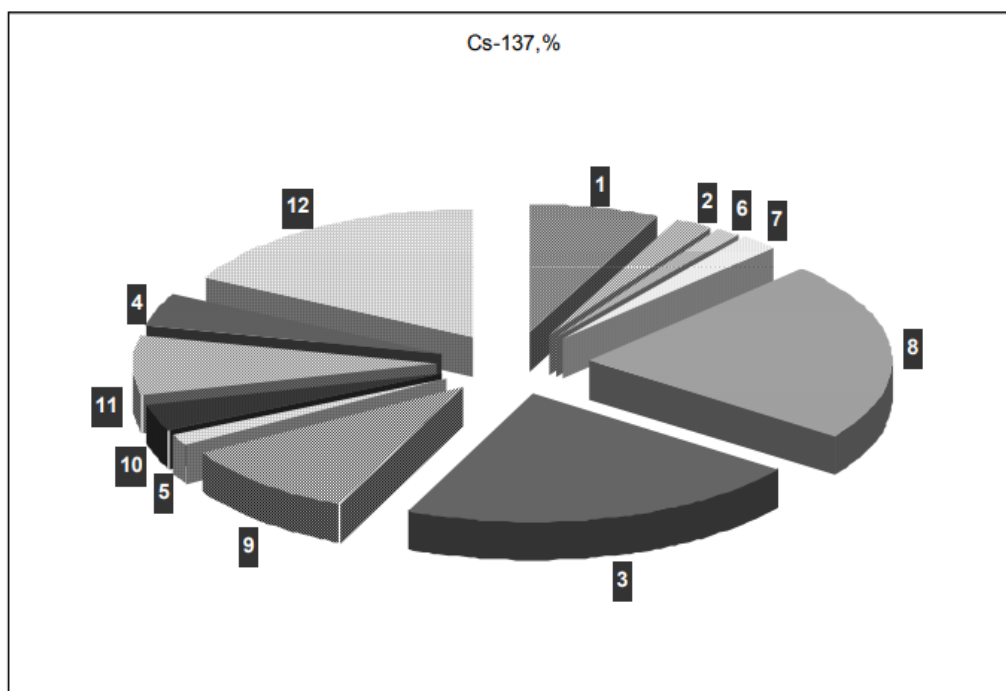


Рис. 2.6. Розподіл ^{137}Cs по органам та тканинам ляща (вага 1,48–1,78 кг, довжина 42–44 см, вік 6 років): 1-печінка (6,95%), 2-кишково-шлунковий тракт (2,00%), 3-серце+плавальний міхур + жовчний міхур + харчовий комок (21,55%), 4-гонади (4,20%), 5- зяброві пелюстки (1,20%), 6- зяброві дуги (1,30%), 7-плавники (2,10%), 8-м'язи (22,70%), 9- голова (9,70%), 10-нирки (3,40%), 11-луска (7,70%), 12-хребет + ребра (17,2%).

Проведені дослідження рівнів радіоактивного забруднення риб водойм різного типу, розташованих на великій території свідчать про те, що підвищений вміст радіонуклідів в рибах обумовлений специфічними умовами, що склалися в кожній конкретній водоймі. У рибах водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС, Київському водосховищі, деяких водоймах Житомирської та Рівненської областей вміст ^{137}Cs перевищує встановлений законодавством допустимий рівень – 150 Бк/кг.

2.2 Радіаційні ефекти у водних організмів

Охолоджувальну воду для Чорнобильської атомної електростанції подавали зі штучної водойми площею 21,7 км², розташованої на південному

сході від майданчика АЕС. Унаслідок аварії водойма-охолоджувач була сильно забруднена - понад $6,5 \pm 2,7 \times 10^{15}$ Бк суміші радіонуклідів у воді та донних відкладеннях [30]. Водні організми зазнали впливу зовнішнього опромінення від радіонуклідів, що містяться у воді та забруднених донних відкладеннях, а також опромінення від забруднених водних рослин. Внутрішнє опромінення відбувалося під час поглинання організмами радіоактивно забрудненої їжі та води, або ненавмисного поглинання забруднених донних відкладень. На рисунку 2.7 показано отримані водною біотою дози випромінювання протягом перших 60 днів після аварії. Повідомлялося, що максимальні потужності дози у водних організмів (за винятком риб) припадали на перші два тижні після аварії, коли внесок короткоіснуючих ізотопів (в основному, ^{131}I) становили 60-80% від усієї дози. Протягом другого тижня внесок короткоживучих ізотопів у дозу у водних організмів зменшився вдвічі. Максимальні потужності дози у риби були зареєстровані дещо пізніше; це було зумовлено тим, що для забруднення їхньої харчової сітки більш довгоіснуючими радіонуклідами (переважно $^{134,137}\text{Cs}$, $^{144}\text{Ce}/^{144}\text{Pr}$, $^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$ та $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$) був потрібен певний час.

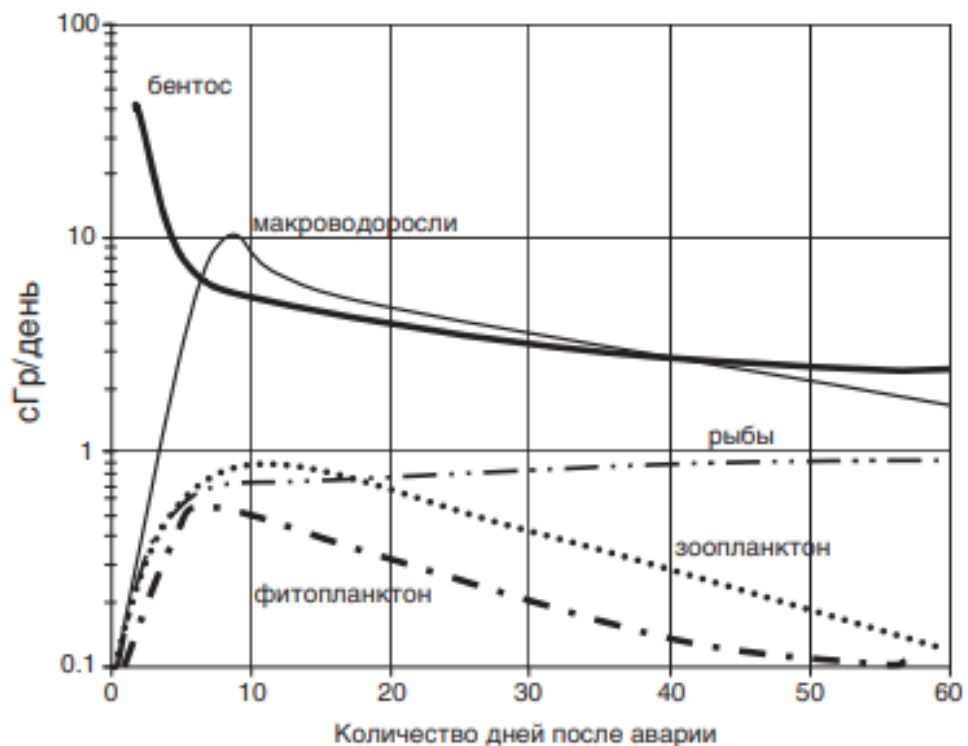


Рис. 2.7. Динаміка зміни потужності поглиненої дози (сГр/день) у організмів, що населяють водойму-охолоджувач Чорнобильської АЕС, протягом перших 60 днів після аварії. Дані отримано розрахунковим шляхом за моделлю, що ґрунтується на концентрації радіонуклідів у товщі води й озерних донних відкладень.

Різниця в потужностях доз у різних видів риб пояснюється їхнім трофічним становищем. У нехижих риб (короп, срібний карась, уклейка) встановлені пікові значення потужності дози на рівні 3 мГр/день від внутрішнього опромінення проявилися в 1986 році, причому в 1987 році відбулося значне зменшення потужності дози. Однак потужності дози у хижих риб (окунь) зросли в 1987 році і не почали зменшуватися до 1988 року [21].

2.3 Генетичні ефекти впливу іонізуючого випромінювання на риб

Протягом перших кількох років після аварії, як у рослинах, так і в риб у ЧЗВ спостерігалися генетичні ефекти опромінення як у соматичних, так і в зародкових клітинах. Продовжують надходити повідомлення про різні, зумовлені опроміненням, цитогенетичні аномалії, виявлені під час експериментальних досліджень, проведених на рослинах і рибах як у ЧЗВ, так і за її межами. Невідомо, чи мають спостережувані цитогенетичні аномалії якесь негативне біологічне значення.

Найвищі накопичені дози спостерігалися у першого покоління риб, народженого в 1986 і 1987 роках. Придонні риби (срібний карась, густера, лящ, короп), які отримували значну дозу опромінення від донних опадів, отримали накопичену дозу близько 10 Гр. У 1990 році було проаналізовано репродуктивну здатність молодого товстолобика [36].

Під час аварії цю рибу утримували в садках у водоймі-охолоджувачі. До 1988 року риба досягла статевої зрілості. За весь післяаварійний період ця

риба отримала дозу випромінювання величиною 7-8 Гр. Біохімічний аналіз м'язової тканини, печінки і статевих залоз не показав відмінностей від контрольних особин. Кількість запліднених ікринок становила 94%; 11% ікринок, що розвивалися, мали аномалії розвитку.

Плодючість самок на 40% перевищувала цей показник у контрольній групі, але 8% опроміненого потомства було стерильним. Рівень асиметрії потомства, що коливається, не відрізнявся від контрольного, хоча рівень злоякісної анемії (22,7%) значно перевищував цей показник у контрольній групі (5-7%).

У деяких дослідженнях повідомляється, що кількість клітин із хромосомними абераціями у коропа, ляща і товстолобика 1987 року була в нормі. Слід зазначити, що водойма-охолоджувач зазнала не тільки радіоактивного, а й хімічного забруднення.

У таблиці 2.2 узагальнено результати останніх досліджень щодо хронічного впливу іонізуючого випромінювання на репродуктивну здатність риб, включно з даними по Чорнобилію.

Табл. 2.2. Хронічний вплив іонізуючого випромінювання на репродуктивну здатність риб на основі бази даних FASSET

Потужність дози (μ Гр/год)	Потужність дози (μ Гр/день)	Ефекти
0-99	0-2,4	Група з фовою дозою; спостерігаються нормальні типи клітин, нормальна величина ушкоджень і нормальна смертність
100-199	2,4-4,8	Даних немає
200-499	4,8-12	Зменшена кількість сперматогоніїв і сперми в тканинах
500-999	12-24	Затримка нересту, скорочення маси молоки
1000-1999	24-48	Скорочення середньої (за термін життя) плодючості, раннє безпліддя
2000-4999	48-120	Скорочення кількості життєздатного потомства Збільшення кількості ембріонів із дефектами

		Збільшення кількості личинок із невизначеною статтю Повідомляють про збільшення кількості ікри, що викидається Збільшення смертності ембріонів
5000-9999	120-240	Скорочення кількості особин, які доживають до одномісячного віку Збільшена кількість дефектів спинного хребта
> 10000	> 240	Зі збільшенням потужності дози спостерігається тенденція до зменшення часу між ікрометаннями Значне скорочення неонатального виживання Стерильність дорослої риби Руйнування зародкових клітин упродовж 50 днів у риби орізія Висока смертність у мальків; зародкові клітини відсутні Значне скорочення самців лосося, що повертаються на нерест Після чотирьох років самки лосося значно втрачають плодючість

Загалом кількісна інтерпретація даних ускладнена суперечливістю отриманих даних, їхнім слабким зв'язком із генетичними захворюваннями та проблемами методологічного характеру [32]. Це та галузь науки, у якій необхідно провести додаткові дослідження.

З ПОРУШЕННЯ РОЗВИТКУ РИБ ВНАСЛІДОК АВАРІЇ НА ЧАЕС

Відомо, що радіаційний фон навколишнього природного середовища на деяких територіях України помітно зростає. Причини зростання радіаційного фону включають інтенсивне розсіювання радіонуклідів у земній корі за рахунок внесення мінеральних добрив в ґрунти, осадів викидів промисловості та ін. Потужним джерелом радіаційного забруднення на деяких територіях України є штучні радіонукліди, які потрапили в ґрунти внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, серед яких забруднення особливої небезпеку представляють радіонукліди, які мають можливість мігрувати в системі ґрунт-рослини-живі організми, зокрема цезій-137. Від даного радіонукліду населення постраждалих від аварії на Чорнобильській атомній електростанції територій отримує високу дозу внутрішнього опромінення через надходження його пероральним шляхом з продуктами харчування. Значна частина забруднених радіонуклідами територій України, залишається в зоні ризику одержання та використання водних біоресурсів, зокрема і риби, споживання якої вносить певні корективи у дозу опромінення населення[23-26].

У водоймах, які зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення внаслідок аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу, процес накопичення радіонуклідів представниками іхтіофауни може відбуватися до біологічно небезпечних рівнів. Тому дослідження, які охоплюють аналіз динаміки питомої активності радіонуклідів, а також вплив тривалого опромінення для риб, є важливим елементом стратегії збереження іхтіофауни, як одного з найбільш радіаційно-чутливих компонентів водних екосистем, а також становлять необхідну інформаційну базу при розробці контрзаходів, які, у разі перевищення санітарно-гігієнічних нормативів вмісту радіонуклідів у продуктах харчування, забезпечують безпеку здоров'я

людини при споживанні забрудненої радіонуклідами риби. Головними завданнями виконаних досліджень був аналіз сучасних рівнів та динаміки питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у риб різних екологічних груп, які населяють водойми Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ); оцінка дозового навантаження на організм риб за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання, а також гематологічні дослідження периферійної крові і порушення осевого скелету риб в умовах тривалого радіонуклідного забруднення[23].

3.1 Аналіз флуктуаційної асиметрії риб

У природі білатеральна асиметрія спостерігається у більшості організмів, що активно пересуваються. Наявні в природних умовах відмінності в будові певної структури ліворуч і праворуч зазвичай є незначними і можуть розглядатися як наслідок випадкових порушень, оскільки розвиток певної ознаки на двох боках тіла в початкових умовах відбувається на основі одного й того самого генотипу. Під час антропогенних впливів, особливо в ранні періоди онтогенезу, можуть відбуватися порушення стабільності розвитку, що, своєю чергою, проявляється у збільшенні дисперсії рівня флуктуюючої асиметрії білатеральних ознак[22].

Особливий інтерес представляв аналіз цього процесу в риб, які розмножувалися в ставку-охолоджувачі ЧАЕС у період аварії 1986 р. Об'єктом досліджень було обрано судака, який належить до угруповання фітофільно-гніздуючих риб. Нерест судака, як показали дослідження наступних років, відбувається в ставку-охолоджувачі наприкінці квітня - на початку травня, тобто в 1986 р. збігався з часом аварії.

Аналіз мінливості числа гіллястих променів у грудних плавцях цьоголіток судака у віці 5 місяців, відібраних в одному садочку, розташованому біля берега ставка-охолоджувача ЧАЕС, виявив дуже

високий рівень флуктуюючої асиметрії - 9,37. Загальна доза опромінення судака в ставку-охолоджувачі ЧАЕС склала 4-5 Гр /добу[23].

Рівень флуктуюючої асиметрії гіллястих променів у плідників білого товстолобика і в їхніх нащадків достовірно не відрізнявся і становив відповідно 0,84 і 0,87. Можливо, що на високий рівень флуктуюючої асиметрії у батьківських форм вплинуло те, що розвиток молоді відбувався в доаварійних умовах за підвищених температур води в ставку-охолоджувачі. Порушення стабільності розвитку в цих умовах відзначені для риб водойм-охолоджувачів.

У щуки з р. Тетерів рівень флуктуаційної асиметрії гіллястих променів грудних плавців через 10 років після аварії був досить високий для природних водойм. У покоління 1996 р. $62=0,54$, а у покоління 1997 р. $52=0,44$, що свідчить про наявність стресових чинників під час розвитку риб у річці (рис. 3.1).

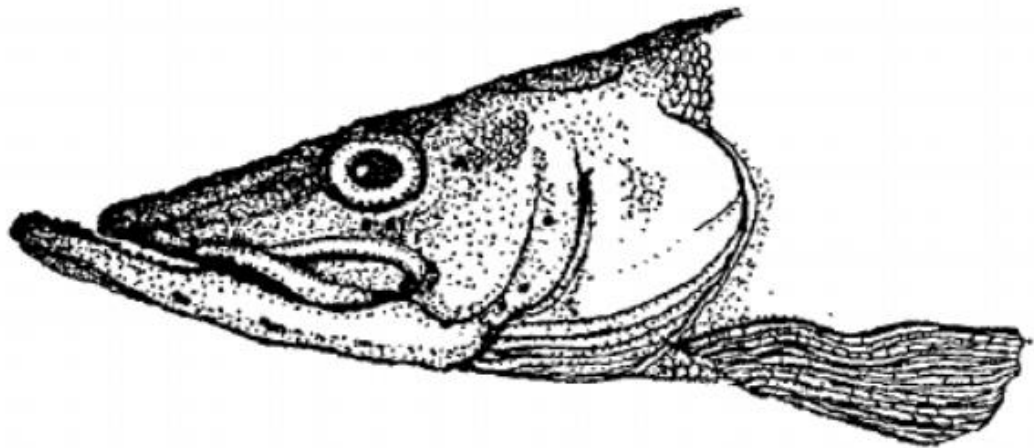


Рис. 3.1. Голова щуки з порушенням розвитку верхньої щелепи і променів грудного плавця (1 = 453 мм, вік - 4+).

Аналіз доз опромінення риб Київського водосховища показав, що в 1986 р. доза внутрішнього опромінення щук в Київському водосховищі становила близько 10-15 сГр і перевищувала природний фон у 300-400 разів,

тобто риби перебували за Г.Г. Полікарповим (1978, 1998) у зоні "екологічного маскування". Сумарна доза внутрішнього опромінення м'язів риб з Київського водосховища і р. Тетерів за 1996 і 1997 рр. не перевищувала 0,3 сГр (табл. 3.3).

Табл. 3.3. Сумарна доза зовнішнього і внутрішнього опромінення щуки за 1995-1997 рр.

Водойма	Доза випромінювання, сГр/рік		
	1995	1996	1997
Київське водосховище	0,2	0,3	0,2
Річка Тетерів	0,1	0,2	0,1

У лютому 1998 р. при аналізі плітки з р. Тетерів було виявлено особину з аномальною формою тіла (рис. 3.2). У березні 1998 р. у річці Тетерів було виявлено ще 2 особини з аналогічними порушеннями будови тіла.

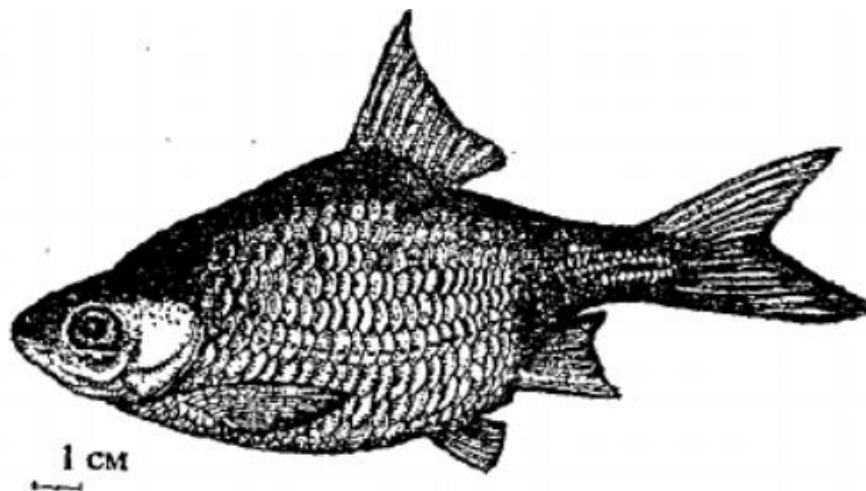


Рис. 3.2. Плотва з аномальною формою тіла $l = 183$ мм, вік - 6+). Річка Тетерів, Київська область, Україна (05.02.98).

Можна припустити, що згодом кількість риб з порушеннями відтворювальної системи і форми тіла, незважаючи на природний відбір, буде збільшуватися у водоймах Полісся, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії.

Скелетні розлади становлять серйозну проблему для подальшого розвитку молоді риб, впливаючи на їхню морфологію, темпи росту та виживання. І хоча спонтанні скелетні відхилення трапляються у природних популяціях, але вони є відносно рідкісними [4-5]. Висока частота відхилень впливає на нормальну життєдіяльність риб і може бути викликана різними зовнішніми та внутрішніми чинниками. Іонізуюче випромінювання є одним з основних антропогенних чинників, що впливає на представників водних екосистем у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ). Внаслідок недостатньої вивченості причин та механізмів виникнення аномалій розвитку, оцінка прояву радіаційних ефектів у скелеті молоді риб є достатньо важливим предметом досліджень.

Зовнішні фактори в основному впливають на розвиток скелета личинок та риб ювенальної стадії і включають, у першу чергу, несприятливі екологічні умови [4-6, 12]. Це може бути наявність забруднюючих речовин і/або мутагенів, а також несприятливі умови для розвитку. Дослідження свідчать, що вади розвитку, викликані на ранніх стадіях під час ембріонального та личинкового періодів життя, можуть призводити до скорочення чисельності популяції риб [2,4-6, 8-12].

Існує значна кількість методів дослідження структури скелету, але всі вони дотримуються загальноприйнятих принципів фіксації, освітлення, фарбування та збереження біологічного матеріалу [1, 3, 7, 13-15]. У нашому випадку, в якості основних, використовували методи фарбування кісткової і хрящової тканини, розроблені М. Якубовські (1970), а також Potthof (1984) в адаптації у S. Helland, Nofima Marin (2009).

На сучасному етапі головними дозоутворювальними радіонуклідами для риб ЧЗВ є ^{90}Sr та ^{137}Cs . Середня потужність поглиненої дози для

досліджуваних батьківських особин в оз. Глибоке становила близько 58 мкГр/год. Доза опромінення риб з референтного озера не перевищувала 0,07 мкГр/год.

Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Виявлені такі аномалії, як додаткові гілки невральних та гемальних відростків та їх розгалуження, часткове або повне злиття хребців, деформації хребців та останнього хребця хвостового відділу тощо (рис. 3.3).

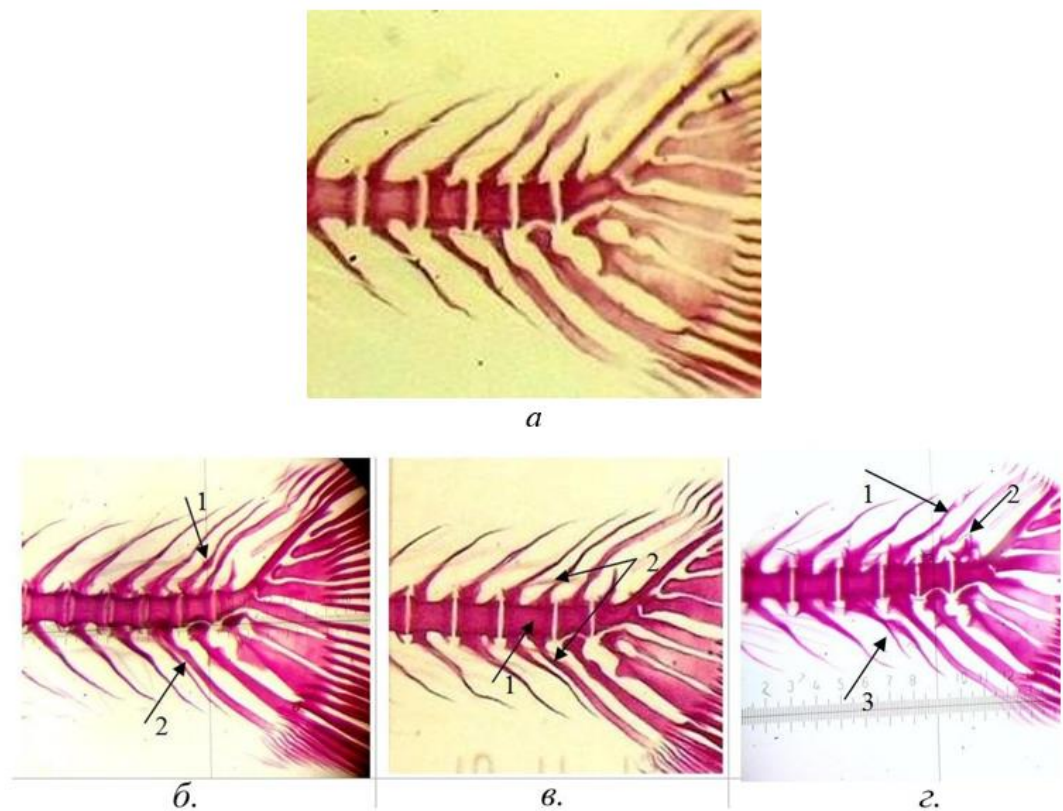


Рис. 3.3. Каудальні хребці заднього відділу осевого скелету: *а* - норма; *б* - додаткові гілки невральних відростків (1) і розгалуження гемального відростка (2); *в* - злиття хребців (1) та додаткові гілки невральних та гемальних відростків (2); *г* - деформації невральних відростків (1) і останнього хребця (2), розгалуження гемального відростка (3).

В результаті досліджень *R. amarus* було виявлено 33 випадки проявів аномалій у риб, найпоширенішими аномаліями є деформації невральних та гемальних дуг, додаткові гілки невральних відростків - 18, 21 та 27%

відповідно (рис. 3.3, а). Додаткові гілки невральних відростків, деформації хребців та деформації невральних дуг - 25, 24 та 17% відповідно. Прояв інших досліджених аномалій не перевищував 12%. 10-17% досліджуваних риб на особину (рис. 3.3, б). Прояв інших досліджених аномалій показано на рисунку 3.4.

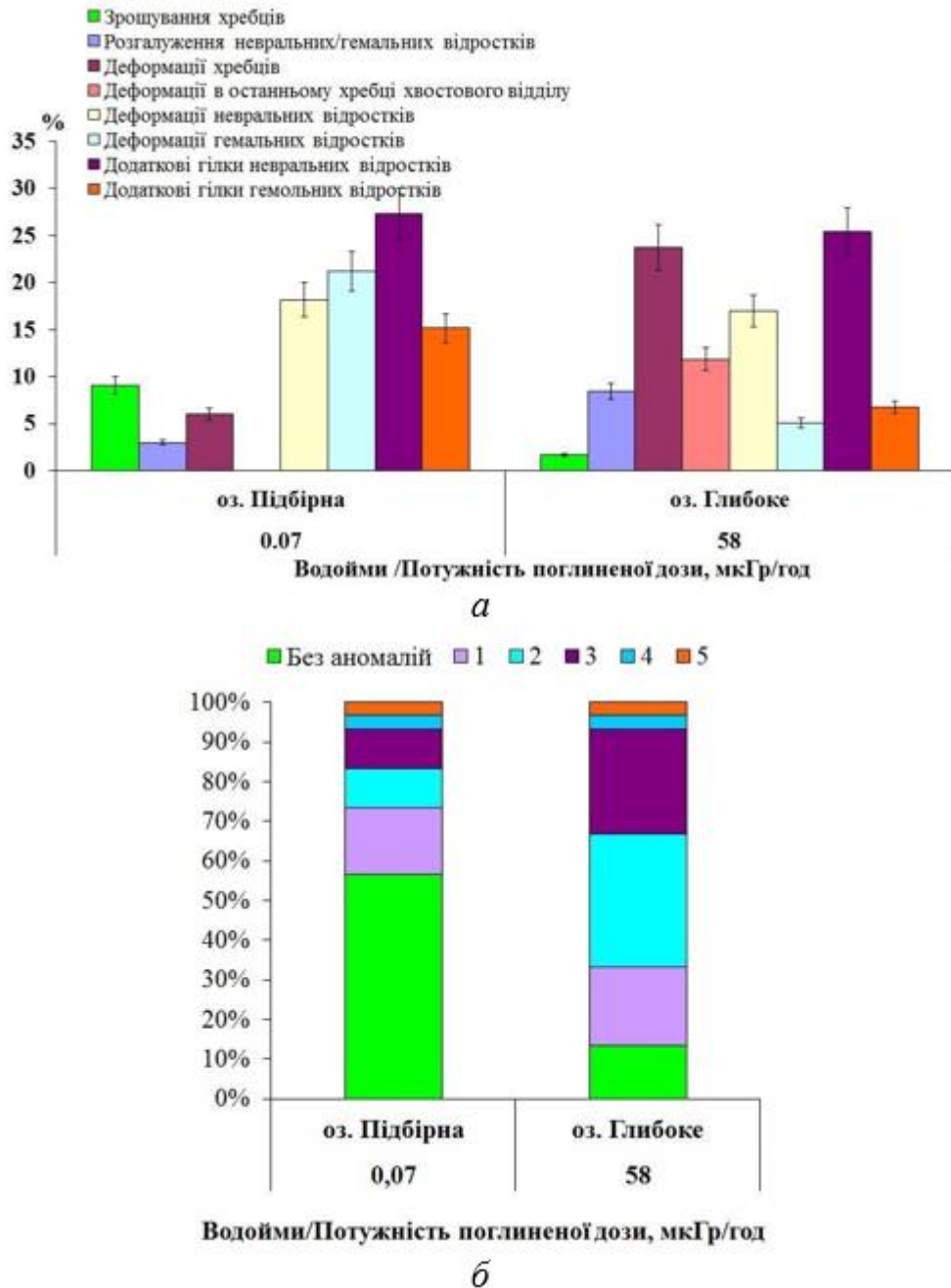


Рис. 3.4. Аномалії осьового скелета (а) та кількість аномалій на особину (б) у молоді *R. amarus* з озер Підбірна та Глибоке.

За результатами досліджень порушень осьового скелета у молоді *R.*

amarus було виявлено 8 типів аномалій, локалізованих у двох основних частинах скелета. Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів.

Серед спостережених аномалій у молоді риб зафіксовано переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Найбільша частота аномалій зареєстрована у вигляді додаткових гілок невральних і гемальних відростків (18–68%) та їх розгалуження (6-15%), часткового або повного злиття хребців (до 10%), деформацій хребців хвостового відділу (до 25%), деформацій хребта (кіфоз, лордоз і сколіоз), а також деформацій ребер різного ступеня.

У 1998 - 2000 рр. були проведені дослідження сили впливу радіаційного чинника на кількість та характер аномалій у риб водойм з різним рівнем радіаційного забруднення (табл. 3.4). Особлива увага зверталася на морфологічні аберації та аномалії внутрішніх органів.

Табл. 3.4. Узагальнені значення питомої активності ^{137}Cs у м'язах риб, Бк/кг сирої маси

ВО ЧАЕС	оз. Глибоке	Старошепелецький старик	р. Прип'ять		Канівське водосховище
			с. Крива Гора	с. Остаїв	М. Ржищів
$n \cdot 10^3 - 10^4$	$n \cdot 10^3 - 10^4$	$n \cdot 10^2 - 10^3$	$n \cdot 10^2 - 10^3$	$n \cdot 10^1 - 10^2$	$n \cdot 10^0 - 10^1$

У риб спостерігалися порушення, пов'язані з зовнішньою будовою тіла й окремих його частин та внутрішніх органів, деформація чи редукція плавців, риля, хребта, хвоста, зяберної кришки тощо; каліцтва органів зору, аномалії в генеративній сфері. Виявлені аномалії в будові тіла і в репродуктивній системі риб у зоні відчуження не є специфічними[33].

Подібні аномалії широко розповсюджені в багатьох прісноводних і морських риб. Звичайно, для кожного виду риб характерні окремі спектри

аберацій та їх відносних частот, пов'язані з конкретним (лімітуючим саме для цього виду в даній водоймі) чинником (температурним, гідрологічним, хімічним тощо).

Сумарна частота морфологічних аномалій і порушень у репродуктивній системі для усього рибного співтовариства певної водойми (рис. 3.5) може служити (навіть без урахування особливостей окремих видів риб) досить чітким показником загального стану іхтіофауни. Як видно з рис. 8, спостерігається відносно стала залежність загального рівня аномалій гонад та інших органів з рівнем радіаційного забруднення водойми.

Що ж до частот прояву конкретних порушень (рис. 3.6), то це питання вимагає фундаментальних досліджень із детальним вивченням фізико-хімічних і гідробіологічних параметрів водойм та з урахуванням індивідуальних, популяційних, видових, екологічних особливостей риб.

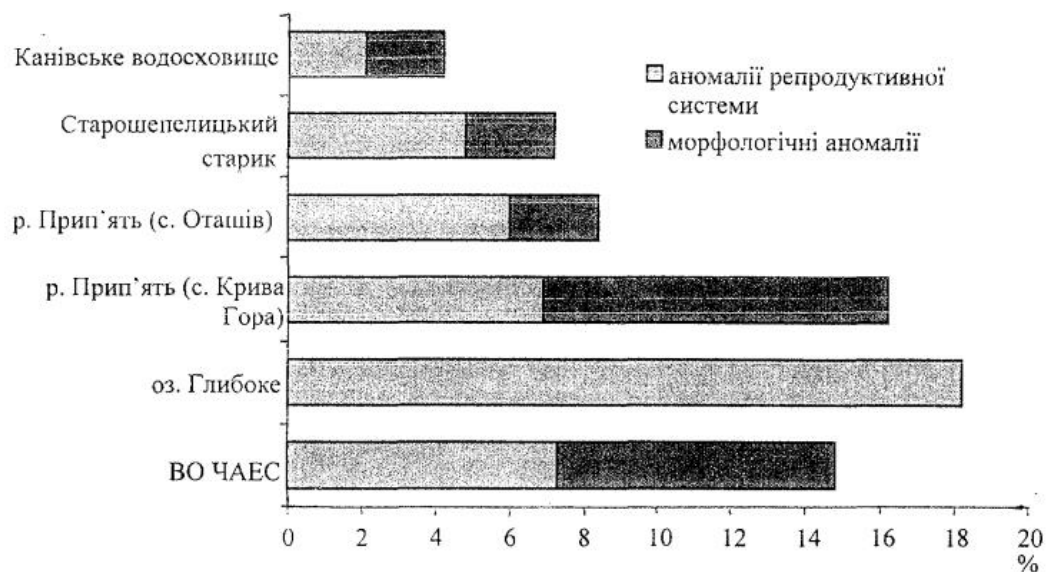


Рис. 3.5. Частота морфологічних аномалій і порушень у розвитку гонад у риб, (%)

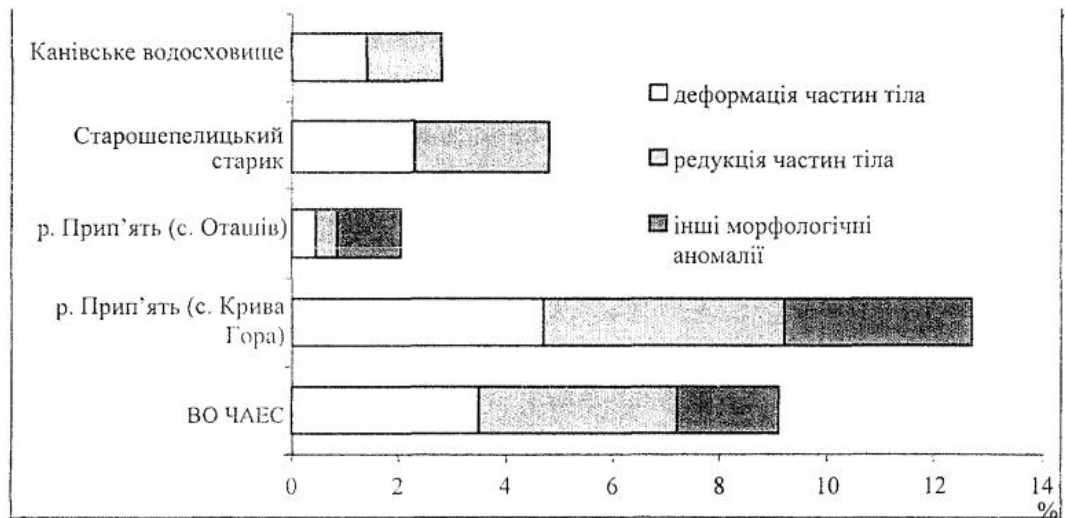


Рис. 3.6. Частота окремих видів морфологічних аномалій риб, (%)

Потужним фактором, що впливає на водні екосистеми, є хімічне та теплове (у ВО) забруднення. Вміст багатьох токсичних речовин у досліджуваних водоймах перевищував ГДК.

При дослідженні аномалій верховки з оз. Підбірна Були виявлені випадки викривлення хребта, зрощення хребців, редукції відростків хребців, розгалуження відростків або появи додаткових, а також аномалій щелеп і ребер.(рис. 3.7-3.10)

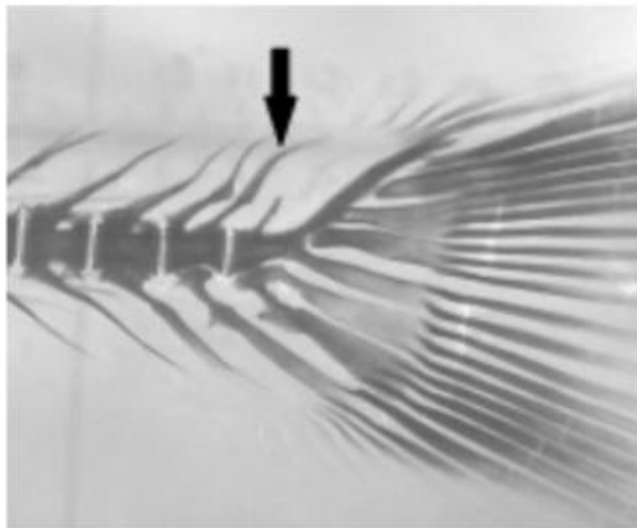


Рис. 3.7. Аномалія скелета верховки: поява додаткового відростка

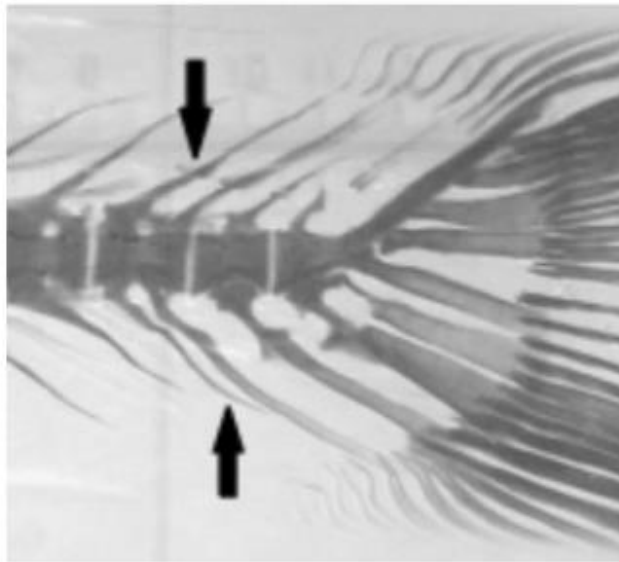


Рис. 3.8. Аномалії скелета верховки: поява двох додаткових відростків хребця

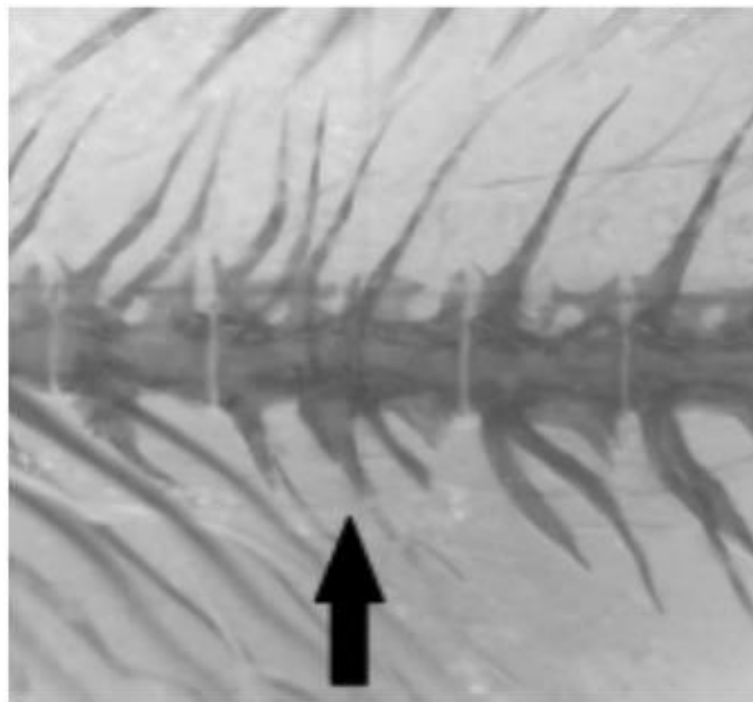


Рис. 3.9. Аномалії скелета верховки: зрощення хребців та роздвоєння невральних дуг хребців

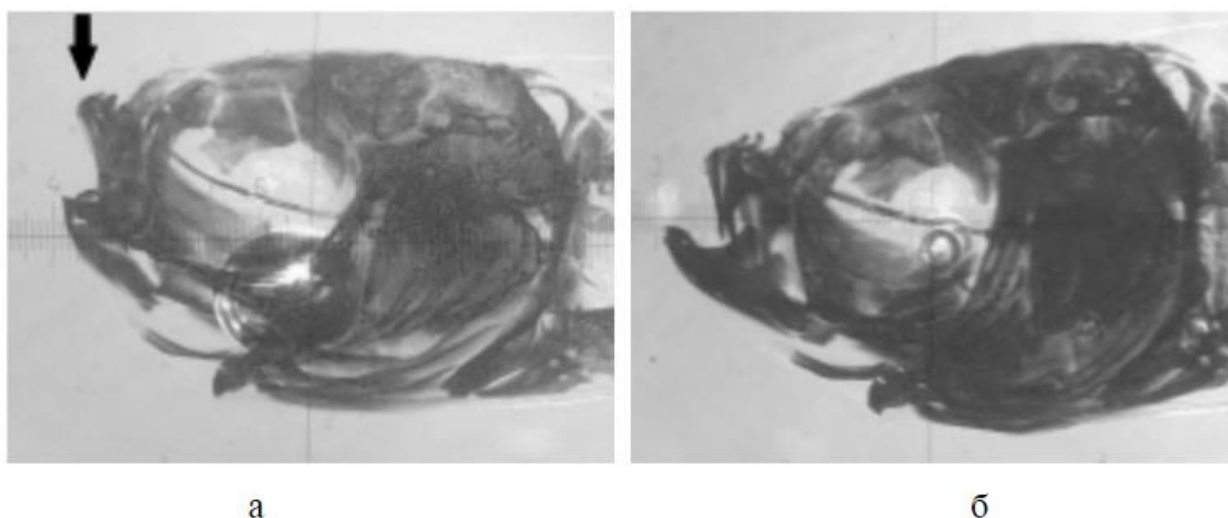


Рис. 3.10. Аномальна (а) та нормальна (б) щелепи верховки

Варто врахувати, що отримані значення спектрів аномалій можуть вказувати на дію інших факторів впливу на довкілля, типових для гідроекосистем урбанізованих ділянок, зокрема на особин з оз. Підбірна.

3.2 Гематологічні порушення риb у ЧЗВ

Основним радіонуклідом, що формує внутрішню дозу опромінення більшості представників іхтіофауни замкнутих і умовно непроточних водойм ЧЗВ, є ^{90}Sr . Внутрішня річна доза опромінення риb від інкорпорованого ^{90}Sr становить 61–96% загальної внутрішньої дози опромінення. Для мирних видів риb ВО внесок ^{90}Sr у внутрішню дозу в зв'язку зі зниженням рівня води і зростанням питомої активності радіонукліда в мирних видах збільшився з 23–46% в період 2010–2015 рр. до 52–79% в 2019 р, а для хижих видів, відповідно, з 6–21 до 22–27%[29]. Встановлено, що хронічне радіонуклідне забруднення істотно впливає на загальну кількість лейкоцитів у периферійній крові риb, що проявлялося у вираженій лейкопенії для всіх досліджуваних видів. Найбільш істотне зниження лейкоцитів в 1,2 рази спостерігали у краснопірки за ППД 54 мкГр/год, у окуня і плітки – у 1,2 рази за ППД 67,3 мкГр/год, у карася – у 1,3 рази за ПДД 85 мкГр/год. Оцінка лейкоцитарного профілю показала, що зростання ППД призводить до

достовірного вираженого зниження числа лімфоцитів і зростанню числа нейтрофілів. Паралельно спостерігали відносний нейтрофіліоз. У крові досліджуваних видів риб лінійно знижувалася кількість лімфоцитів, відповідно на 6,7, 8,5, 11,2 і 41,9%, що супроводжувалося збільшенням кількості клітин молодих форм нейтрофілів, за рахунок метамієлоцитних і паличкоядерних нейтрофілів відповідно на 5,4, 7,2, 10,8 і 36,2%, відносно загальної кількості клітин у риб контрольної вибірки. Зміни з боку псевдоеозінофілов були більш виражені у карася за максимальної ППД, що становило близько 26% за рахунок зменшення лімфоцитів. Якісний аналіз еритроцитів периферійної крові риб у водоймах ЧЗВ виявив численні структурні порушення клітин червоної крові, а також порушення, пов'язані з патологією мітотичного ділення: деформацію ядер, пікноз, пристінкові ядра, цитоліз, мікроядра тощо. Кількість різних типів порушень еритроцитів зростала від 3–5 для риб референтних водойм до 11 для риб у водоймах з найбільшими рівнями радіонуклідного забруднення[29].

Мікроядерний аналіз зразків риб. Зі зразків, виловлених на закріпленій території видів риб, були приготовані гематологічні препарати для мікростабілізуючого тесту. У дослідженнях еритроцитів риб були представлені молоді бластні форми та зрілі клітини (рис. 3.11). Молода клітина залежно від ступеня розвитку має округлі або злегка витягнуті розміри клітин, ядра яких складають від великих, що займають більшу частину клітини, до дрібних.



Рис. 3.11. Патології еритроцитів карася: а - мікроядра, зміщення ядра до периферії, анізацитоз; б - мікроядра, інвагінація ядра ($\times 1000$, забарвлення

основним фуксином за Пфеффером).

У більшості випадків зрілі еритроцити мали еліпсоподібну форму, витягнуте ядро червоно-фіолетового кольору, прозору цитоплазму сіро-рожевого кольору. Поряд зі здоровими клітинами були зареєстровані й патології [5-6].

Судак. У особин судака помірного ступеня часто трапляються форми двох груп: переміщення ядра до периферії, спричинене набряканням клітини, мікроядра, що виникають у разі порушень клітинного ділення, та інвагінація ядра, що виявляється маркером дегенерації еритроцитів. Відзначено поодинокі вогнища ядерних тіней, що виникли при руйнуванні еритроцитів.

Жерех. У особин жереха були найбільш виражені форми першої групи. Відзначено велику кількість еритроцитів неправильної форми - грушоподібної, серповидної, п'ятикутної (пойкілоцитоз). Незначно містить ядерні структури у вигляді інвагінації ядер і мікроядер[5-6].

Карась. В еритроцитах вивчених карасів були присутні як великі, так і дрібні мікроядра. При цьому в одній камері в деяких випадках спостерігалось по одному, два і більше мікроядер. Однак найчастіше клітини зустрічались з одним мікроядром крім основного ядра. Крім того, спостерігались переміщення ядра до периферії армії та інвагінація ядра (див. малюнок).

Порушення еритроцитів, виявлені у мутацій видів, свідчили про дестабілізацію подальших процесів в обстежених рибах, що призводять до розвитку оболонки мітозу. Так, анізо- і пойкилоцитоз виявляють функціональну недостатність кровотворних органів, а також спостерігаються за анемії. З досягненням патологій пов'язане зміщення ядер до периферії (що виникає під час набухання). До дегенеративних змін також можна віднести інвагінацію ядра, що свідчить про деградацію самого еритроцита. Подальший мікроядерний аналіз мазків показав збільшення спонтанної частоти клітин з мікроядрами в 1,5-2 рази в забруднених ділянках. Імовірність зустрічі еритроцитів з мікроядрами в периферичній крові при спонтанному

мутагенезі становить 0,5-1,0 % [5-6].

Цитогенетичне дослідження з використанням мікроядерного тесту в соматичних клітинах риб збільшило спонтанний цикл клітин з мікроядрами в 1,5-2 рази в забруднених регіонах. Імовірність зустрічі еритроцитів з мікроядрами в периферичній крові при спонтанному мутагенезі становить 0,5-1,0 %.

Окунь. Для з'ясування впливів радіонуклідів на риб, що піддаються тривалому впливу радіоактивного випромінювання малої дози, у 2011 році були проведені дослідження особливостей морфології формених елементів крові окуня у водоймах Чорнобильської зони відчуження. Результати гематологічних досліджень засвідчили, що у риб, які мешкають у досліджених озерах, виявлено велику кількість змін у всіх органах кровотворення, як кількісних, так і якісних. Було відзначено збільшення кількості тромбоцитів овальної форми на мазках крові у риб, виловлених з озера Глибоке, порівняно з контрольними особинами. Спостерігалось також зниження кількості клітин лейкоцитарного ряду у досліджуваних риб. За розвитку токсичних захворювань, що поєднуються з гемолізом еритроцитів, спостерігається підвищення вмісту овальних форм тромбоцитів. У досліджуваних риб також було виявлено порушення морфології клітин крові, наприклад, наявність без'ядерних, двоядерних еритроцитів, деформація ядра еритроцитів, вакуолізація цитоплазми еритроцитів і лейкоцитів тощо. Сумарна частка морфологічно змінених клітин крові окуня в озері Глибоке досягла 22,6 %, що значно перевищує показники порушень для контрольних риб. Серед досліджених риб особини без клітинних патологій не були виявлені. За літературними даними, збільшення порушень морфології клітини крові оцінюють як дегенеративні зміни, що виникають у результаті негативного впливу факторів зовнішнього середовища на організм риб. Таким чином, патологічні відхилення показників крові окуня, що мешкає у водоймах Чорнобильської зони відчуження, свідчать про негативний вплив факторів зовнішнього середовища на організм риб, тобто

про неблагополуччя стану досліджуваних водойм[10-11].

ВИСНОВКИ

Аварія на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) у 1986 році спричинила масштабне радіоактивне забруднення навколишнього середовища, яке вплинуло на різні екосистеми, включаючи водні. Радіоактивні матеріали, такі як цезій-137, стронцій-90 та йод-131, потрапили у водоймища, що суттєво вплинуло на іхтіофауну – риб та інших водних організмів.

Радіоактивне забруднення продуктів рибальства — це проблема, яка виникає внаслідок потрапляння радіоактивних речовин у водні екосистеми. Ці речовини можуть бути результатом аварій на атомних електростанціях, викидів промислових підприємств, проведення ядерних випробувань або природних процесів.

Аварії на атомних електростанціях: найбільш відомі приклади — аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 році та на Фукусімській АЕС у 2011 році.

Промислові викиди: підприємства, що використовують або переробляють радіоактивні матеріали.

Ядерні випробування: як атмосферні, так і підводні, що проводилися в середині 20 століття.

Природні джерела: деякі радіоактивні ізотопи присутні в природі, наприклад, радон.

Радіоактивні речовини, потрапляючи у водні екосистеми, можуть накопичуватись в організмах риб та інших морських мешканців.

Основні наслідки радіоактивного забруднення для іхтіофауни:

1. Біоаккумуляція радіонуклідів:

Радіонукліди накопичуються в тканинах риб, що призводить до довготривалого опромінення організмів. Високі рівні радіоактивності можуть впливати на здоров'я риб, включаючи їх розмноження, ріст і виживання.

2. Генетичні мутації та аномалії:

Радіоактивне опромінення може спричинити генетичні мутації, які впливають на фізичний розвиток і життєздатність риб. Виявлено випадки деформацій і аномалій у структурі тіла риб, а також зміни у їх репродуктивних органах.

3. Вплив на популяції та екосистеми:

Радіоактивне забруднення призвело до зміни складу популяцій риб, зниження біорізноманіття і зміни у трофічних ланцюгах. Деякі види риб стали менш численними або зовсім зникли з забруднених водойм.

4. Вторинні ефекти:

Внаслідок забруднення змінилася також якість води та умови існування інших водних організмів, що опосередковано впливає на іхтіофауну. Зниження якості середовища проживання може призводити до додаткового стресу та погіршення здоров'я риб.

Дослідження та відновлення:

Вчені проводили і продовжують проводити численні дослідження для оцінки впливу радіоактивного забруднення на іхтіофауну. Основна увага приділяється вимірюванню рівнів радіоактивності у риб, оцінці їх здоров'я, вивченню генетичних змін та екологічного впливу.

Зусилля з відновлення популяцій риб включають контроль за рівнями забруднення, відновлення водних екосистем та спроби репопуляції деяких видів риб. Однак повне відновлення природного стану водних екосистем може зайняти десятиліття або навіть століття.

Аварія на ЧАЕС спричинила серйозний вплив на іхтіофауну через радіоактивне забруднення водойм. Це вплив виявляється у біоаккумуляції радіонуклідів, генетичних мутаціях, змінах популяцій та екосистем. Відновлення водних екосистем потребує значних зусиль і часу, але

дослідження і заходи, спрямовані на мінімізацію наслідків, тривають і сьогодні.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах чорнобильської зони відчуження / Під ред. Дугіна Н.І., Пишненко Н.К. К., 2001. С.43- 51.
2. Беспалова Л.Е. Водна токсикологія: навчальний посібник / Л.Е.Беспалова, В.В.Оліфіренко, А.В.Рачковський. Херсон: ВЦ «Колос», 2011. 131 с.
3. Благун І., Кушнірук Ю., Підлипна Р. Соціальне страхування: навчальний посібник, Львів, 2015. URL: https://pidru4niki.com/84915/strahova_sprava/sotsialne_strahuvannya
4. Бондаренко О. О., Дрозд І. П., Лобач Г. О., Токаревський В. В., Шибецький Ю. О. Сучасні проблеми поводження з радіоактивними відходами в Зоні відчуження. Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. № 1 (23), квітень 2004. С. 36–40.
5. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонтів зони відчуження. Радіонукліди у водних екосистемах України / М.І.Кузьменко, В.Д.Романенко, В.В.Деревець і ін. К.: Чорнобиль-інтерінформ, 2001. 318 с.
6. Гандзюра В.П. Концепція шкодочинності в екології / В.П.Гандзюра, В.В.Грубінко. Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В.Гнатюка, 2008. 144 с.
7. Грабко Є. В. Забезпечення соціальної безпеки в Україні: регіональний аспект. Публічне адміністрування: теорія та практика. 2010. Вип.2.4. URL: <http://dridu.dp.ua/zbirnik/2010-02/10gevura.pdf>
8. Гродзинський Д.М. Радіобіологія / Д.М.Гродзинський. К.: Либідь, 2000. С. 448.
9. Довженко В. А., Симоненко Л. І., Іванюк О. В. Проблеми медичного обслуговування сільського населення в умовах політики

децентралізації влади. Інвестиції: практика та досвід. 2019. № 9. С. 83–89. DOI:10.32702/2306- 6814.2019.9.83.

10. Довженко В. А. Концептуальні підходи до організації господарської діяльності на радіоактивно забруднених територіях. Наукові читання. 2018. Житомир: Вид-во «Житомирський національний агроекологічний університет», 2018. Т. 3. С. 32-34.

11. Довженко В. А. Управління науково-інформаційним забезпеченням розвитку радіоактивно забруднених сільських територій. Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення: збірник тез Міжнар. наук.-практ. конфер. (м. Житомир 26-27 квітня 2018 р.). Житомир: ЖНАЕУ, 2018. С. 355-361.

12. Доповідь «Про стан ядерної та радіаційної безпеки в Україні у 2003 році». ДКЯР, Київ, 2004, URL: www.snrcu.gov.ua

13. Євтушенко М.Ю. Токсикологічні проблеми Шацьких озер / М.Ю.Євтушенко, С.В.Дудник, Ю.А.Глебова // Наукові доповіді НУБіП України, 2010. №6 (22). 15 с.

14. Інформаційно-Адовідковий матеріал з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (за підсумками роботи у 2003 р.) / МНС України. К., 2004. 56 с.

15. Канівець В. В., Войцехович О. В. Радіоактивне забруднення донних відкладень водоймища-охолоджувача Чорнобильської АЕС // Тр. УкрНІГМІ. 2000. Вип. 248. С. 154-171.

16. Канівець В. В. Аналіз основних тенденцій розвитку радіаційної обстановки в Дніпровській водній системі після Чорнобильської аварії // Вісник аграрної науки. 1996. № 4. С. 40-56

17. Комісова Т. Є. Водорості як індикатори забруднення водойм урбоекосистем на прикладі м. Луганська) / Т. Є. Комісова, Л. І Лесняк , О. В. Симчук // Вісн. Харківського національного ун-ту ім. В.Н. Каразіна., 2012. № 1004: Екологія. С. 100 – 108.

18. Національна доповідь України «20 років Чорнобильської катастрофи: погляд у майбутнє». К.: Атіка, 2006. 224 с.
19. 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання. Національна доповідь України. К., 2001. 144 с.
20. Сидорчук О. Г. Соціальна безпека: державне регулювання та організаційно-економічне забезпечення: монографія, Львів: ЛРІДУ НАДУ, 2018. 492 с.
21. Томілін Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, дозове навантаження на людину і контрзаходи/ Ю. А. Томілін, Л. І. Григор'єва. Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008.
22. Фактори накопичення важких металів в екосистемі Дніпровських водосховищ / Т.Г.Литвинова, А.П.Мельник, З.А.Стецюк і ін. // Рибне господарство, 2005. Вип.64. С.131-143.
23. Шекк П.В. Нормативні показники якості вод рибогосподарських водойм: Конспект лекцій / П.В.Шекк, М.В.Захарова. Одеса; Екологія, 2008. 116 с.
24. Шестопалов В., Гошовський С., Луцько В., Токаревський В., Шибецький Ю. Ізоляція високоактивних і довгоіснуючих радіоактивних відходів в Україні (правовий і технічний статус, підходи, стан вирішення, проблеми і перспективи). Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2003.— № 4. С. 30–35.
25. ANDERSSON, K.G., ROED, J., JACOB, P., MECKBACH, R., “Weathering of Cs-137 on various surfaces in inhabited areas and calculated locations factors”, Deposition of Radio-nuclides, their Subsequent Relocation in the Environment and Resulting Implications, Rep. EUR 16604 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1995) 4756.
26. EHLKEN, S., KIRCHNER, G., Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review, J. Environ. Radioact. 58 (2002) 97–112.

27. HOWARD, B.J., The concept of radioecological sensitivity, *Radiat. Prot. Dosim.* 92 (2000) 29–34.
28. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing Radiation Doses to the Public from Radionuclides in Timber and Wood Products, IAEA/TECDOC-1376, IAEA, Vienna (2003)
29. KASHPAROV, V.A., et al., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, *Sci. Total Environ.* 317 (2003) 105–119.
30. SHESTOPALOV, V.M., KASHPAROV, V.A., IVANOV, Y.A., Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, *Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1* (2003) 39–47.
31. Smith J.T. et al. AQUASCOPE: Aquifers and Surface waters in the Chernobyl area: Observation and Predictive Evaluation/2nd Interim Report. Project IC15CT98-0205. - P. 13-49 (2000).
32. TAMPONNET, C., PLASSARD, C., PAREKH, N., SANCHEZ, S., “Impact of microorganisms on the fate of radionuclides in rhizospheric soils”, *Radioactive Pollutants. Impact on the Environment* (BRÉCHIGNAC, F., HOWARD, B., Eds), EDP Sciences, Les Ulis (2001) 175–185
33. UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Vol. II, UN, New York (2000) 451–566
34. Voitsekhovitch O. V., Borzilov V. A. and Konoplev A. V. (1991) Hydrological aspects of radionuclide migration in water bodies following the Chernobyl accident. In: *Proceedings of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl*. Pp. 528–548. Radiation Protection A53, EUR 13574, European Commission, Luxembourg.
35. ZIBOLD, G., KAMINSKI, S., KLEMT, E., SMITH, J.T., Time-dependency of the ^{137}Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction, *Radioprotection-Colloques* 37 (2002) 75–80

