

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

НУБІП України

ЦЕТУХОВОЇ АЛЛИ ФЕДОРІВНИ

2023

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет (ННІ) Захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 502:639.2/3:54-414

ПОГОДЖЕНО ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Декан факультету (Директор ННІ) Завідувач кафедри
Захисту рослин, біотехнологій та екології Загальної екології, радіобіології та безпеки
(назва факультету) ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ
(назва кафедри)

Коломієць Ю.В.
(підпис) (ІПБ)

Клепко А.В.
(підпис) (ІПБ)

“ ” 2023р.

“ ” 2023р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: «Санітарно-гігієнічні властивості якості м'язової тканини риб при застосуванні сорбенту радіоактивного цезію Фероцин»

Спеціальність 101 «Екологія»
(код і назва)

Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»
(назва)

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

Гарант освітньої програми

доктор біологічних наук, професор
(науковий ступінь та вчене звання)

Гайченко В.А.
(підпис) (ІПБ)

Керівник освітньої кваліфікаційної роботи

доктор біологічних наук, ст. н. с.
(науковий ступінь та вчене звання)

Клепко А.В.
(підпис) (ІПБ)

Виконала Петухова А.Ф.
(підпис) (ІПБ)

Київ – 2023

РЕФЕРАТ

НУБІП України

Кваліфікаційна магістерська робота: 61 с., 18 рис., 10 табл., 47 джерел.

Предмет дослідження: представник родини Коропові – карась сріблястий (*Carassius gibelio*).

НУБІП України

Об'єкт дослідження: динаміка забруднення риби ^{137}Cs в лабораторних умовах в результаті застосування сорбенту цезію KFCSF (Фероцин).

НУБІП України

Мета дослідження: розробка та наукове обґрунтування нових заходів по зменшенню забруднення радіоактивним ^{137}Cs риби на прикладі карася сріблястого (*Carassius gibelio*) з метою отримання «чистої» продукції, яка відповідатиме Державним гігієнічним нормативам – «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» (ДР-2006).

НУБІП України

В першому розділі описані шляхи надходження ^{137}Cs в організм риби, заходи для зменшення надходження радіонукліду та санітарно-гігієнічні норми, а також описаний сорбент радіоактивного цезію – KFCSF.

У другому розділі описано об'єкт, умови проведення досліджень, а також методи досліджень та обладнання.

НУБІП України

У третьому розділі наведено результати досліджень, а саме визначено вміст хімічних елементів в кормі риби з різним вмістом KFCSF, проведено в контрольованих лабораторних умовах забруднення риби, попередньо забрудненим ^{137}Cs кормом, проведені акваріумні експерименти з досліджень динаміки виведення ^{137}Cs з організму риби з метою оптимізації використання

НУБІП України

різних концентрацій KFCSF у кормах для зменшення радіоактивного забруднення риби ^{137}Cs , проведені вимірювання питомої активності ^{137}Cs за допомогою гамма-спектрометрії та визначено вміст хімічних елементів в зразках за допомогою ICP-MS, доведено радіологічну ефективність розроблених контрзаходів.

НУБІП України

Ключові слова: ^{137}Cs , питома активність, KFCSF, ICP-MS.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	6
ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	10
1.1. Шляхи надходження ^{137}Cs в організм риб.....	10
1.2. Заходи для зменшення надходження ^{137}Cs в організм риб.....	12
1.3. Використання сорбенту залізо-гексаціаноферату калію для зменшення надходження ^{137}Cs в організм тварин.....	14
1.4. Санітарно-гігієнічні норми, для продукції рибного господарства.....	17
1.5. Гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах.....	21
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ.....	25
2.1. Предмет дослідження, методи дослідження, умови експерименту.....	25
2.1.1 Вага риб.....	25
2.1.2 Забруднення ^{137}Cs кормів «Nutra Olympic» (Skretting, Norway) для риб згідно використовуваної раніше методики (Kashragova et al., 2022).....	27
2.1.3 Проведення в контрольованих лабораторних умовах забруднення риби ^{137}Cs	28
2.1.4 Проведення у контрольованих лабораторних умовах акваріумних експериментальних досліджень динаміки виведення ^{137}Cs з організму риб	28
2.1.5 Відбір проб води та осаду в фільтрах.....	29
2.1.6 Вимірювання питомої активності ^{137}Cs методами гамма-спектрометрії та визначення вмісту хімічних елементів в зразках за допомогою ICP-MS	29
2.2. Атомно-емісійна спектрометрія корму (ICP-MS).....	34
2.3. Математичний аналіз результатів.....	38
2.4. Статистична обробка результатів.....	39
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ.....	40
3.1. Результат атомно-емісійної мас-спектрометрії корму (ICP-MS).....	40
3.2. Зміна температури води в акваріумах та обумовленої цим маси корму.....	42
3.3. Зміна ваги риби в акваріумах.....	42

3.4 Зміна активності ^{137}Cs в рибах.....	45
3.5 Зміна активності ^{137}Cs в воді та осаді.....	48
РОЗДІЛ 4 ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РОБОТИ.....	49
4.1. Зміна ваги риб.....	49
4.2. Забруднення риби ^{137}Cs	49
4.3. Виведення ^{137}Cs з організму риб.....	50
4.4. Радіологічна ефективність використання корму з КФСФ для зменшення вмісту ^{137}Cs в організмі риб на радіоактивно забрудненій території.....	51
4.5. Санітарно-гігієнічні властивості якості м'язової тканини риб при застосуванні сорбенту радіоактивного цезію КФСФ.....	52
ВИСНОВКИ.....	54
СПИСОК ВИКОРИСАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	55

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ,
СКРОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ**

НУБІП України

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електрична станція;

НУБІП України

^{137}Cs – радіоактивний ізотоп цезію-137;

^{90}Sr – радіоактивний ізотоп стронцію-90;

^{131}I – радіоактивний ізотоп йод-131;

НУБІП України

Бк – одиниця активності радіонукліду;

Бк/кг^{-1} – Питома активність – активність радіонукліду в одиниці маси проби;

Бк/кг;

ICP-MS – Мас-спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою;

НУБІП України

KFCF – залізо-гексацианоферат калію $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$;

ГДК – гранично допустимі концентрації;

ДР-2006 – Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (2006 року);

НУБІП України

ДР-97 – Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (1997 року);

МАГАТЕ – Міжнародне агенство з атомної енергії

НУБІП України

НРБУ-97 – Норми радіаційної безпеки України (1997 року)

НУБІП України

ВСТУП

НУБІП України

Актуальність обраної теми дослідження. Одним із основних завдань сучасних фахівців-екологів є контроль за дотриманням нормативно-правових актів з охорони навколишнього природного середовища, в тому числі і в питанні забезпечення радіаційної безпеки. В результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) 26 квітня 1996 року, забруднення радіонуклідами зазнали всі об'єкти довкілля на значних відстанях і наслідки цієї аварії й досі мають серйозний вплив на здоров'я населення України. Після Чорнобильської і Фукусімської аварій спостерігається перевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів в рибі навіть за такого вмісту радіонуклідів у водоймах, який нижче нормативів для питної води. Концентрація ^{137}Cs в рибній продукції, в тому числі й живій рибі, яка споживається людиною, досі значно перевищує допустимі рівні (150 Бк/кг), які встановлені в Державних гігієнічних нормативах (ДГН-2006) [14, 15, 30, 33, 46].

Використання контрзаходів в сільському господарстві після Чорнобильської катастрофи було вкрай ефективним и дозволило в 2 рази знизити внутрішні дози опромінення населення, що було визнано світовою спільнотою (НАЕА, 2006) [42].

Було проведено низку досліджень ефективності використання контрзаходів, які значно зменшували надходження та накопичення радіонуклідів в організм людини з продукцією тваринного походження, але тільки останнім часом в Україні вперше було апробовано високоефективні контрзаходи зменшення вмісту ^{137}Cs в рибі в природних умовах (Pavlenko et al., 2023) [34]. Додавання чистого корму, що містить 0,1% або 1% залізо-гексаціаноферату калію $\text{KFCF KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ призвело до зниження у $2,4 \pm 0,4$ або $4,2 \pm 0,7$ разів питомої активності ^{137}Cs в м'язовій тканині карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) в польових експериментах порівняно з

контрольною рибою з чистим кормом без KFCF і в 7-16 або 12-27 разів нижчу активність порівняно з рибою без додаткового чистого годування у клітках у забрудненому озері в межах Чорнобильської зони відчуження умовах (Pavlenko et al., 2023) [26, 34, 35]. При цьому неможливо було оцінити добову кількість реального споживання KFCF рибою по відношенню до її ваги, а також не було оцінено вплив KFCF у кормі на швидкість виведення радіоцезію з організму риб. Визначення ефективності зниження надходження та виведення ^{137}Cs з організму риб залежно від добового споживання KFCF рибою по відношенню до її ваги можливе лише у строго контрольованих лабораторних умовах.

Такого роду дослідження необхідне для оптимізації забезпечення радіаційного захисту населення та виготовлення рибної продукції, яка відповідатиме санітарно-гігієнічним нормативам (ДР-2006), особливо на територіях, які найбільше постраждали від радіоактивного забруднення.

Предмет дослідження: представник родини Коропові – карась сріблястий (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) [26].

Об'єкт дослідження: динаміка забруднення риби ^{137}Cs в лабораторних умовах в результаті застосування сорбенту цезію KFCF (Фероцин).

Мета дослідження: розробка та наукове обґрунтування нових заходів по зменшенню забруднення радіоактивним ^{137}Cs риби на прикладі карася сріблястого (*Carassius gibelio*) з метою отримання «чистої» продукції, яка відповідатиме Державним гігієнічним нормативам – «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» (ДР-2006).

Завдання дослідження:

- визначення вмісту різних хімічних елементів, включаючи важкі метали, в кормі для коропових риб фірми «Skaliaria» з різним вмістом KFCF (0%, 0,1% та 1%);

- забруднення ^{137}Cs кормів «Nutra Olympic» (Skretting, Norway) для риб згідно використаної раніше методики (Kashparova et al., 2022)[32], формування груп по 6 шт. карася сріблястого (*Carassius gibelio*) однакової ваги для проведення акваріумних експериментів;

- підготовка та проведення в контрольованих лабораторних умовах забруднення риби ^{137}Cs до досягнення рівноважного/стаціонарного рівня, коли швидкість надходження ^{137}Cs в організм риби з кормом статистично значимо не відрізняється від виведення радіоцезію з організму;

- проведення у контрольованих лабораторних умовах акваріумних експериментальних досліджень динаміки виведення ^{137}Cs з організму риб щодо контролю з метою оптимізації використання різних концентрацій КФСФ у кормах для зменшення радіоактивного забруднення риби ^{137}Cs ;

- відбір проб води та осаду в фільтрах;

- вимірювання питомої активності ^{137}Cs методами гамма-спектрометрії та визначення вмісту хімічних елементів у зразках за допомогою ICP-MS;

- визначення радіологічної ефективності розроблених контрзаходів та їх вплив на здоров'я риб та якість рибної продукції.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

НУБІП України

1.1. Шляхи надходження ^{137}Cs в організм риб

Значну частину радіоактивного опромінення організми отримують від природних джерел випромінювання. Природні джерела випромінювання включають: ізотопи та радіоактивні елементи, які поширені в природі, проникаючі через атмосферу космічні промені; промені ультрафіолету, які є частиною світлового випромінювання Сонця. Окрім природних джерел радіоактивного іонізуючого випромінювання є ще й штучні, які зумовлені антропогенною діяльністю людини [2, 3, 7, 8].

Водні об'єкти включають як біотичні так і абіотичні компоненти формуючи при цьому унікальну екосистему, в якій, в процесі біогенної міграції, накопичуються радіонукліди [12].

Гідросфера формує свою радіоактивність шляхом потрапляння радіонуклідів з ґрунтового покриву та атмосфери, а також велику роль відіграє антропогенна діяльність, а саме надходження радіонуклідів в природне середовище під час ядерних випробувань зброї, при аваріях на об'єктах ядерного паливного циклу та в результаті видобувної промисловості (радіоактивних руд). Людська діяльність й стала основною причиною забруднення довкілля техногенними радіонуклідами, які потрапили в поверхневі води, адже підприємства, які отримують ядерне паливо шляхом видобування та переробки радіоактивної сировини, не дотримуються законів щодо використання ядерної енергії та забезпечення радіаційної безпеки [1, 4].

Після аварії на ЧАЕС радіоактивні речовини потрапили в поверхневі води, основна частина ^{137}Cs осіла в донних відкладеннях, з часом ^{137}Cs почав накопичуватись в рибних організмах, які населяли ці води (Табл.1.1)

НУБІП України

Надходження радіонуклідів до риб відбувається через травну систему з їжею або через шкіру та зябра [8, 11, 16, 43].

З часом, вчені дійшли висновку що основним шляхом надходження ^{137}Cs є аліментарний шлях, тобто основна частина радіонуклідів потрапляє в організм з харчовими елементами [13, 43, 45, 47].

Динаміка накопичення чи виведення ^{137}Cs з організму риби залежить не лише від кількості спожитої їжі і часу перебування в забрудненій воді, а й від біологічних, хімічних та екологічних факторів, таких як температура та хімічний склад води, концентрація розчиненого кисню, освітлення, сезонність, рівень радіоактивного забруднення кормів, а також до якого виду належить риба та її розміри. Інтенсивність накопичення радіонуклідів в тканинах риб залежить також від фізіологічної активності риби, тобто чим активніша та молодша риба, тим більше радіонуклідів буде накопичуватись в її тканинах [16, 24].

Радіоактивні речовини, які потрапили в організм риб, концентруються в різних органах і системах, ^{137}Cs так само і як його макроаналог – калій, концентрується в м'язовій тканині та внутрішніх органах риб [4, 10, 14].

Карась сріблястий (*Carassius gibelio*) відноситься до «мирних» риб, тому основна маса радіоактивних речовин потрапляє до його організму з забрудненим планктоном, водоростями, безхребетними і тд [24].

Карась сріблястий (*Carassius gibelio*) – один з видів риб, який при температурі води менше 8-10 °С переходить в стан зимової слячки. В цей період карась не харчується і не рухається, він лежить на дні водойми і чекає, поки температура води не підніметься [5].

Таблиця 1.1

Види риб, в порядку зростання середнього вмісту ^{137}Cs [16]

Види риб	Середній рівень вмісту, Бк/кг
Короп	10
Краснопірка	49,5
Минь	50
Лящ	60
Лінь	62
Йорж	84
Канальний сом	202
Рак	275
Карась	424
Плотва	603
Сом	632
Щука	650
Окунь	1225

1.2. Заходи для зменшення надходження ^{137}Cs в організм риб

До того як сталась аварія на ЧАЕС активність ^{137}Cs в рибі водойм Дніпра становила 1-3 Бк/кг, а відразу після аварії відповідно значно збільшилась і саме післяаварійний період включав декілька етапів зниження активності ^{137}Cs в організмах «мирних» риб [18, 46]. Етапи найбільш швидкого зниження ^{137}Cs в організмах «мирних» риб:

- з 1986 по 1991 роки – $0,37 \pm 0,12$ 1/рік;
- з 1991 по 2001 роки – менше від попередньої величини в 2,5 рази;
- 2001 по 2020 роки – $0,043 \pm 0,008$ 1/рік.

Етапи найбільш швидкого зниження ^{137}Cs в організмах хижих риб:

- з 1988 по 1993 роки – $0,20 \pm 0,04$ 1/рік;
- з 1993 по 2002 роки – менше від попередньої величини на 25%;

3. З 2002 по 2020 роки $= 0,082 \pm 0,008$ 1/рік.

Ці дані свідчать про сповільнення зниження вмісту ^{137}Cs в організмах риби, а отже необхідності використання додаткових заходів [12].

Концентрація активності ^{137}Cs в рибі залежить від двох факторів: рівня радіоактивного забруднення корму та кількості його споживання. Швидкість надходження цих радіонуклідів до організму риби можна визначити тільки в природних умовах.

При температурі води вище $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ швидкість надходження ^{137}Cs до організму риби під час інтенсивного харчування більш ніж в 100 разів перевищує швидкість його надходження безпосередньо з води. Це пояснюється тим, що при підвищенні температури води риби активніше харчуються, а також збільшується їхня здатність до засвоєння радіонуклідів з корму.

З цього випливає, що для зниження рівня радіоактивного забруднення риби необхідно зменшити рівень забруднення корму, який споживає риба. Також можна підвищити температуру води в водоймах, щоб зменшити швидкість надходження радіонуклідів з води, звісно в природних умовах регуляція температури залежить лише від сезонності [17, 42].

Заміна природного корму додатковим «чистим» кормом є найбільш ефективним способом зменшення радіоактивного забруднення риби. Це можна зробити, наприклад, шляхом додавання до раціону риби корму, вирощеного в не забруднених районах [14, 44].

Садкове утримання риби також може бути ефективним способом зменшити радіоактивне забруднення риби. Це пов'язано з тим, що в садках риба обмежена в доступі до забрудненого корму в донних відкладеннях [14].

Ці заходи можуть бути ефективними контрзаходами при радіаційних аваріях та інших ситуаціях пов'язаних з викидом радіонуклідів, які можуть призвести до забруднення навколишнього середовища [42].

Після аварії на ЧАЕС як контрзахід використовували дамби, які встановлювали між річками, вони перешкоджали стоку забрудненої радіонуклідами води в річки та озера. Такий метод попередження масштабного забруднення економічно не вигідний, адже ефективним він є лише під час повеней, але в свій час встановлена дамба на заплаві Прип'яті дозволила знизити концентрацію ^{137}Cs і ^{90}Sr в Київському водосховищі, яке розташоване нижче за течією. Також проводились заходи по внесенню макроаналогів ^{137}Cs і ^{90}Sr кальцію та калію в воду з наміром знизити радіоактивне забруднення риби, але ці заходи не були достатньо ефективними в природніх умовах [40].

Всі вище перелічені заходи є важливими та ефективними не лише для риб, а й для людини, як споживача такої риби. Важливо врахувати ще й кулінарну обробку риби, як результативний контрзахід для зменшення надходження в організм людини ^{137}Cs з продуктами рибного господарства.

Після варіння продукту харчування в кип'яченій воді, в ньому залишається 20-90% ^{137}Cs , а після смаження 80-90% [14].

1.3. Використання сорбенту залізо-гексаціаноферату калію для зменшення надходження ^{137}Cs в організм тварин

В звіті Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) під назвою «Використання Берлінської лазурі для зменшення забруднення радіоцезієм молока і м'яса, вироблених на територіях, постраждалих від аварії на ЧАЕС» узагальнюються результати лабораторних досліджень і польових випробувань, проведених як в Україні, так і в сусідніх державах, які найбільше зазнали забруднення.

Берлінська лазур (залізо-гексаціаноферат калію, фероцин) – селективний сорбент цезію, активно досліджувалась низками країн таких як Франція, Велика Британія та ніші з метою зниження вмісту радіоцезію в

сільськогосподарських тваринах (корови, свині, вівці, домашня птиця) та продуктах з них (молоко, м'ясо). Існують різні сполуки Берлінської лазури, які блокують всмоктування цезію у шлунково-кишковому тракті (ШКТ), а саме:

Залізо-гексаціаноферат амонію (AFCF, сіль Гіса) - $\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$;

- Залізо-гексаціаноферат калію (KFCF) - $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$;

- Залізо-гексаціаноферат (FCF) - $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$;

- Фероцин – суміш 95% $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ та 5% $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$.

Вище перелічені сполуки використовувались як добавки до корму сільськогосподарських тварин. В процесі травлення в ШКТ утворювались колоїди розміром 5-50 мкм, які мали високу ефективність зв'язування цезію. Цей процес пояснюється позитивним зарядом частинок цезію та негативним зарядом Берлінської лазури. В результаті, аналогічно з використанням «чистих кормів», колоїдні частинки Берлінської лазури виводились з організму з фекаліями.

Додавання Берлінської лазури в кормові концентрати, під час їх приготування на промислових установках – найпростіший та дешевий спосіб виробництва. Проведені експериментальні дослідження після аварії на ЧАЕС показали високу ефективність застосування такого корму як контрзаходу для зниження вмісту ^{137}Cs в продукції тваринництва (рис. 1.1). Тварини, яких вирощували для м'ясного виробництва мали споживати сорбент протягом останніх місяців перед забоєм, а молочним тваринам необхідно було щоденне пероральне споживання сорбенту задля забезпечення чистої молочної продукції [38].

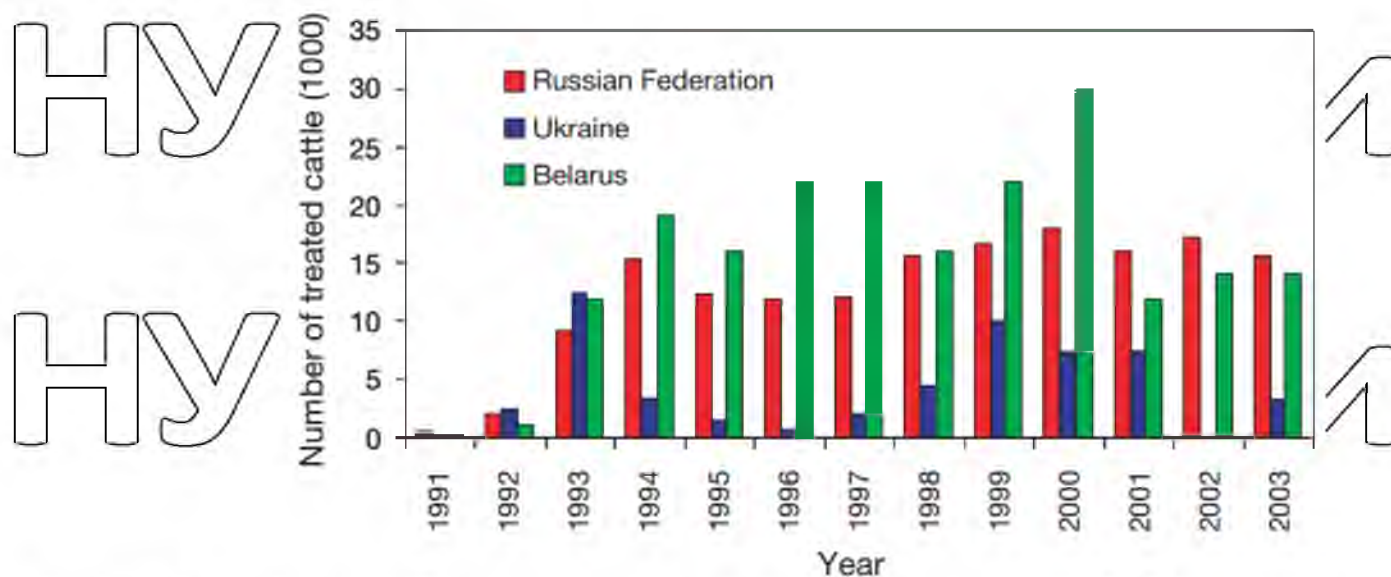


Рисунок 1.1 – Застосування Фероцину після аварії на ЧАЕС, тисяч голів худоби [14, 47]

Фероцин – дрібнодисперсний порошок темно-синього кольору, різновид Берлінської лазурі, який являє собою калійну форму залізо-гексаціаноферату $K_4Fe[Fe(CN)_6]$. Фероцин є сорбентом радіоактивного ^{137}Cs та має такі характеристики:

- **Висока специфічність:** Фероцин має високий рівень афінитету до радіоактивного цезію, що дозволяє вкрай ефективно забирати його з різних середовищ, таких як вода, ґрунт, організми і т.д.

- **Велика площа поверхні:** Сорбент має велику внутрішню поверхню, що забезпечує достатньо місця для адсорбції цезію з оточуючого середовища. Це сприяє ефективнішій очистці від радіоактивного забруднення.

- **Хімічна стійкість:** Фероцин є стійким до хімічних реакцій і використовується як пелети або гранули для довготривалого застосування без втрат своїх сорбційних властивостей.

- **Легкість в використанні:** Сорбент Фероцин може використовуватись в різних формах, що дозволяє зручно його застосовувати в процесах очищення води, інших рідин або з кормом для тварин.

• **Відновлюваність:** Після насичення сорбентом цезієм, його можна відновити шляхом регенерації з використанням розчину і це дозволяє повторно використовувати сорбент і знижує втрати.

Використання цього сорбенту є одним з ефективних способів забезпечення радіаційної безпеки для навколишнього природного середовища та людей, а також допомагає в боротьбі з радіоактивним забрудненням.

Застосування Фероцину – необхідна міра для прискорення виведення інкорпорованого цезію з організму. Зооветеринарні заходи захисту дозволяють відчутно зменшити вміст радіонуклідів в тваринницькій продукції. Дуже ефективним засобом для отримання «чистої» м'ясо-молочної продукції є застосування Фероцину – введення його з комбікормом і згодовування тваринам 1 раз на добу. Для корів, бичків та овець оптимальними дозами є 5,3 та 2 грами на добу, тобто 6-10 мг/кг живої ваги для великої рогатої худоби та 10-40 мг/кг живої ваги для невеликих жуйних тварин.

В свій час, після аварії на ЧАЕС, використання Фероцину дозволило отримати «чисту» продукцію. Фероцин зв'язує цезій, який надходить в організм, в несорбуючу форму, яка не може проникати через біологічні мембрани і цезій проходить транзитом через шлунково-кишковий тракт (ШКТ) та виводиться з організму.

1.4. Санітарно-гігієнічні норми, для продукції рибного господарства

Значний відсоток рибоводних ставків, озер та річок розташовані на територіях, які постраждали від аварії на ЧАЕС. Так само як аграрна продукція, харчові продукти лісового фонду, риба також є важливою частиною раціону харчування населення України та джерелом надходження радіоактивних речовин в організм людини [22]. В Україні існує рекомендована норма споживання рибної продукції, а саме риби та рибопродуктів – 20 кілограм на

людини, в тому числі 5 кілограм свіжої риби. Саме враховуючи таку важливість риби в раціоні людини, діє Закон України «Про рибу, інші водні живі ресурси та харчову продукцію з них», який регулює основні організаційні та правові засади забезпечення та безпеки риби та рибної продукції [23, 27].

В Законі України «Про рибу, інші водні живі ресурси та харчову продукцію з них», періодичність контролю показників безпеки виловленої продукції визначається чинним законодавством, та при наявності токсичних речовин, які перевищують встановлені допустимі рівні, а також наявності паразитів понад встановлені норми, підлягають утилізації.

Основні вимоги до переробки продуктів лову:

1. Ведення обліку надходження продуктів лову, а також обліку виготовленої з них продукції. Це необхідно для забезпечення контролю якості та безпеки продукції.

2. Проведення постійного контролю якості та безпеки продуктів лову, що надходять на переробку, а також супутніх матеріалів та харчової продукції з них. Цей контроль здійснюється з метою виявлення та усунення будь-яких потенційних ризиків для здоров'я споживачів.

3. Реалізація виготовленої харчової продукції та використання продуктів лову для переробки лише за наявності документального підтвердження їх якості та безпеки. Цей документ є гарантією того, що продукція відповідає встановленим вимогам.

4. Недопустимість введення в обіг, вилучення з обігу та утилізація неякісної та небезпечної продукції. Неякісна та небезпечна продукція становить загрозу для здоров'я споживачів і повинна бути вилучена з обігу.

5. Дотримання вимог нормативно-правових актів щодо умов добування, переробки та транспортування і зберігання продуктів лову та харчової продукції з них. Ці вимоги спрямовані на забезпечення безпеки продукції на всіх етапах її життєвого циклу.

6. Недопущення негативного впливу неякісної та небезпечної продукції на життя і здоров'я населення та довкілля. Переробка продуктів лову повинна здійснюватися таким чином, щоб не завдати шкоди довкіллю та здоров'ю людей.

Крім цих вимог, суб'єкти господарювання, які здійснюють переробку продуктів лову, повинні дотримуватись інших вимог, передбачених нормативно-правовими актами. Зокрема, вони повинні мати відповідну ліцензію та дотримуватися санітарних норм і правил.

Переробка продуктів лову є важливим етапом забезпечення якості та безпеки харчової продукції. Дотримання встановлених вимог дозволяє гарантувати, що продукція відповідає встановленим вимогам і не становить загрозу для здоров'я споживачів [27].

Ще одним важливим нормативно-правовим актом є Державні гігієнічні нормативи «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді» (ДР-2006), які використовуються під час проведення державного санітарно-епідеміологічного нагляду. Нормативи запровадили з ціллю подальшого зниження дози внутрішнього опромінення населення України за рахунок обмеження надходження радіонуклідів з продуктами харчування, питною водою та створення всіх необхідних умов для одержання чистої продукції на забруднених радіоактивними речовинами територіях [30].

Нормативи радіаційної безпеки харчових продуктів встановлені для радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr , які є техногенного походження і можуть потрапити в продукти харчування в результаті аварій на атомних електростанціях або інших радіаційних катастроф [36]. Відповідно до цих нормативів, внесок у дозу опромінення від ^{137}Cs і ^{90}Sr з основними харчовими продуктами не повинен перевищувати 1 мЗв/рік, при цьому допустимою концентрацією ^{137}Cs в питній воді згідно з НРБУ-97 100 Бк/л. Це означає, що за умови дотримання

встановлених нормативів, споживання продуктів харчування не становлять загрози для здоров'я людини.

При розрахунку допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в харчових продуктах враховують частку продукту в раціоні людини та його роль в постачанні радіонукліда в організм з огляду на статистичний аналіз даних про вміст радіонуклідів в продуктах харчування на певній території [30].

Для риби, нерибних об'єктів промислу та продуктів їх переробки в ДР-2006 розписані значення допустимих рівнів питомих активностей радіонуклідів (Табл. 1.2) [30].

Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr

№	1	2	3	4	5
Найменування продукту	Риба свіжа, морожена	Нерибні об'єкти промислу свіжі й морожені	В'ялена, сушена риба	Водорості, морські трави	Сушені водорості та морські трави
ДР, Cs Бк/кг	150	150	300	200	600
ДР, Sr Бк/кг	35	35	70	70	200

Відразу після аварії на ЧАЕС задля забезпечення радіаційного захисту населення в травні 1986 року запровадили тимчасово допустимі рівні ^{131}I для риби цей показник становив 3700 Бк/кг. Згодом, після розпаду йоду в кінці травня того ж року були введені тимчасові допустимі рівні для бета-випромінюючих радіонуклідів і для риби цей показник був на рівні 3700 Бк/кг. З часом допустимі рівні для ^{137}Cs в рибі змінювались за рахунок покращення

радіологічної безпеки і складала 1850 Бк/кг з грудня 1987 року та 740 Бк/кг з січня 1991 року [4, 28, 42].

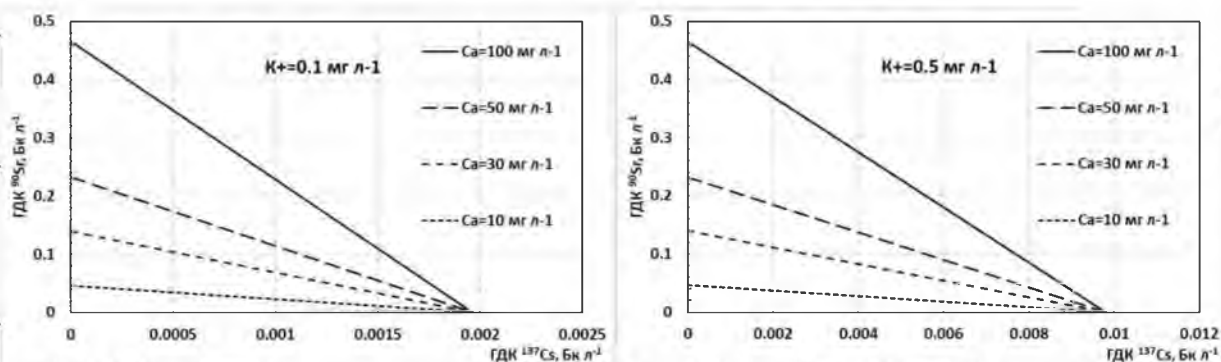
Неаварійні допустимі рівні для ^{137}Cs в рибі (150 Бк/кг) запровадили в 1997 році (ДР-97) і які були продовжені в 2006 (ДР-2006) діють і наразі в Україні.

Якщо порівняти допустимі рівні ^{137}Cs для Європейського союзу, 600 Бк/кг⁻¹ та Японії – 100 Бк/кг⁻¹, то ми бачимо, що в Європі нормативи вищі за наші, а в Японії навпаки нижчі (в наслідок аварії на АЕС Фукусіма 1) [29, 31].

1.5.1 гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах

В експериментальних дослідженнях, які проводились в лабораторних умовах (акваріумні експерименти) та в природних умовах на території Чорнобильської зони відчуження, були отримані параметри математичної трикамерної моделі. Дані параметри дозволяють прогнозувати вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у рибі та окремих тканинах при надходженні радіонуклідів з організм риб як з кормом, так і з води, при різних режимах годування та за різних умов навколишнього природного середовища [14].

За результатами досліджень, гранично допустимі концентрації (ГДК) ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водойм при умові наявності обох радіонуклідів та залежно від вмісту у воді калію та кальцію, спостерігаються при умові дотримання нерівності (рис.1.2): $215 \cdot W^{\text{Sr}} / [\text{Ca}^{2+}] + 51 \cdot W^{\text{Cs}} / [\text{K}^+] \leq 1$



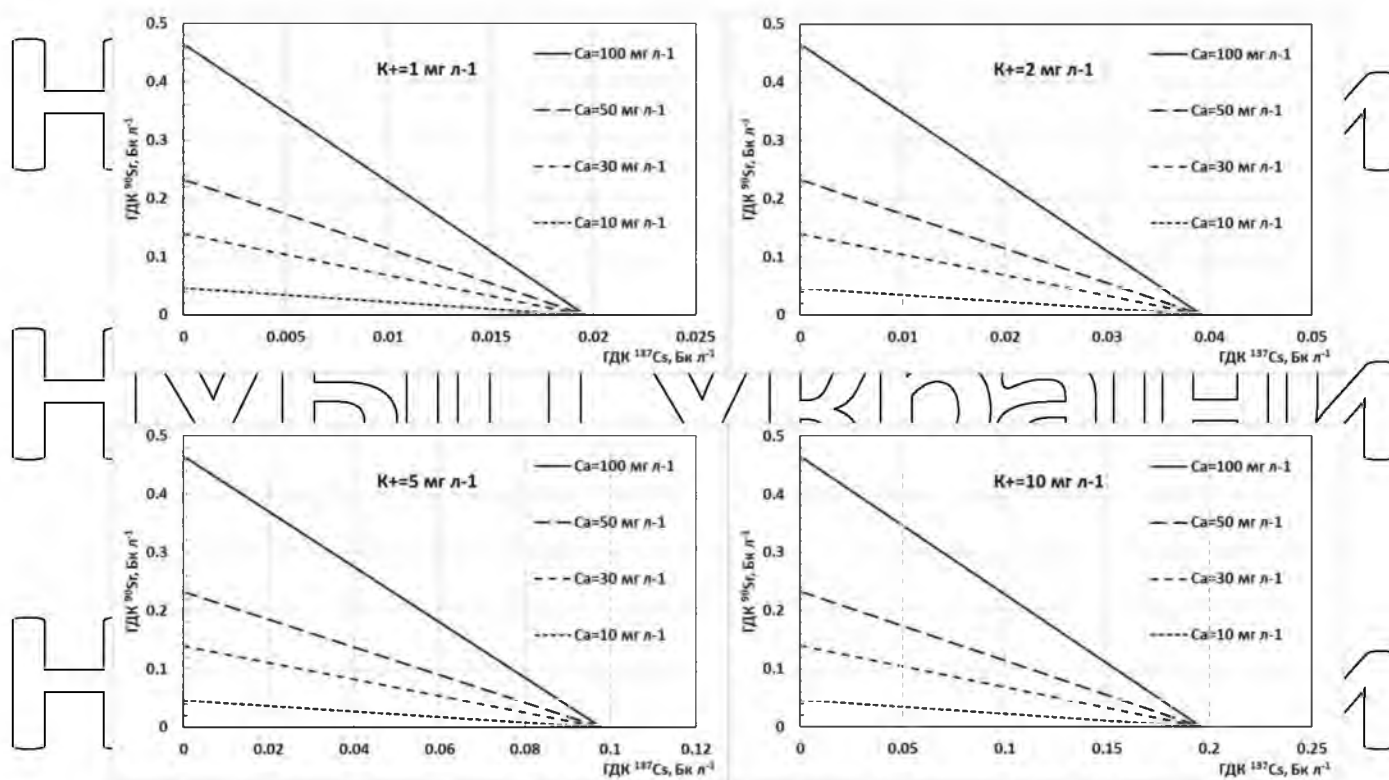


Рис 1.2 – ГДК ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водойм при умові наявності обох радіонуклідів в залежності від вмісту кальцію та кальцію в воді [19]

В таблиці 1.3 описані ГДК ^{137}Cs (Бк/л¹), за умови відсутності у воді ^{90}Sr які встановлюються в залежності від вмісту калію [K^+ , мг*л⁻¹] та з умовою дотримання нерівності, а також ГДК ^{90}Sr (Бк/л-1), за умови відсутності у воді ^{137}Cs і які встановлюються в залежності від вмісту кальцію [Ca^{2+} , мг*л⁻¹] за умови дотримання нерівності [19].

Таблиця 1.3

Ca^{2+} , мг*л ⁻¹	ГДК ^{90}Sr (при умові відсутності ^{137}Cs), Бк/л ⁻¹	K^+ , мг*л ⁻¹	ГДК ^{137}Cs (при умові відсутності ^{90}Sr), Бк/л ⁻¹
2	0,001	0,1	0,002
5	0,02	0,2	0,004
10	0,05	0,3	0,006
15	0,07	0,4	0,008

20	0,09	0,5	0,010
25	0,12	0,6	0,012
30	0,14	0,7	0,014
35	0,16	0,8	0,016
40	0,19	0,9	0,018
45	0,21	1,0	0,020
50	0,23	1,1	0,022
55	0,26	1,2	0,024
60	0,28	1,3	0,024
65	0,30	1,4	0,027
70	0,33	1,5	0,029
75	0,35	1,6	0,031
80	0,37	1,7	0,033
85	0,40	1,8	0,035
90	0,42	1,9	0,037
95	0,44	2,0	0,039
100	0,47	3	0,059
105	0,49	4	0,078
110	0,51	5	0,098
115	0,53	6	0,118
120	0,56	7	0,137
125	0,58	8	0,157
130	0,60	9	0,176
135	0,63	10	0,196
140	0,65	20	0,392
150	0,70	50	0,980

Проведені дослідження на основі параметрів метаболізму ^{137}Cs та ^{90}Sr у риб в залежності від вмісту в воді кальцію та кальцію показати рівноважні

значення ГДК ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді водойм. Ці значення ГДК гарантують неперевикнення встановлених нормативів у рибі (ДР-2006) з 95% ймовірністю. Навіть при високому вмісті калію ($\text{K}^+ = 50 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$) ГДК $^{137}\text{Cs} = 0,980 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ та кальцію ($\text{Ca}^{2+} = 150 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$) ГДК $^{90}\text{Sr} = 0,7 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ ці значення все рівно будуть меншими в порівнянні з допустимими рівнями цих радіонуклідів в питній воді ($\geq 2 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$) [19].

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ

НУБІП України

2.1. Предмет дослідження, методи дослідження, умови експерименту

Предметом дослідження в роботі обраний представник родини коропові (Cyprinidae) – карась сріблястий (*Carassius gibelio*). Цей представник «мирних» риб охоплює великий ареал на території України, в тому числі й прісноводних озерах Чорнобильської зони відчуження та має найвищі рівні питомої активності ^{137}Cs серед «мирних» риб цієї зони. Ця особина невибаглива до якості води, всеїдна, харчується водоростями, планктоном, переносить короткочасне пересихання водойм, зберігає свою життєдіяльність в нерухомому виді навіть при промерзанні водойми взимку, занурюючись в мул, а якщо водойма промерзла лише на поверхні, то активно харчується і всю зиму, часто використовується в експериментальних лабораторних дослідженнях.

Поглинання ^{137}Cs організмом карасів та очищення при використанні додаткового «чистого» корму з різним вмістом КРСР (0%, 0,1% та 1%) досліджували протягом експериментального періоду з 10 лютого до жовтня з використанням 3 акваріумів об'ємом 27 літрів при кімнатній температурі.

2.1.1 Вага риби

Для вивчення динаміки забруднення та очищення риби від ^{137}Cs при використанні корму з цезієм та додаткового чистого корму з різним вмістом фероцину були взяті карасі у віці 1+ років середньою живою масою $15,1 \pm 1,5$, $15 \pm 1,3$ та $15,4 \pm 0,9$ грами. Перед початком експерименту було проведення вимірювання маси карасів сріблястих для розподілу їх на однорідні групи в кожному акваріумі (об'ємом 27 літрів), в кожному з 3 акваріумів було по 6 карасів. (Табл. 2.1., Рис.2.1).

Таблиця 2.1

Маса риби в грамах, розділена по групах по 6 штук на початок експерименту 10.02.2023 в трьох акваріумах

Порядковий номер риби	Вага, г		
	1 акваріум	2 акваріум	3 акваріум
1	11,9	12,1	12,2
2	13,4	13,3	14
3	13,9	13,4	14,8
4	14,2	14	16,2
5	14,7	16,3	18,6
6	22,4	20,7	16,6
Середня жива маса $M \pm SE$	$15,4 \pm 1$	$15,0 \pm 1$	$15,4 \pm 0$



Рис. 2.1 – Зовнішній вигляд акваріумів

2.1.2. Забруднення ^{137}Cs кормів «Nutra Olympic» (Skretting, Norway) для риб згідно використаної раніше методики (Kashragova et al., 2022)

Риба забруднена хронічним нахолодженням ^{137}Cs з кормом «Nutra Olympic» фірми Skretting (Норвегія), який містив радіонуклід (Рис. 2.2). Корм був попередньо забруднений наступним чином: до 35 мл 96% етанолу додавали 5 мл розчину $^{137}\text{CsCl}$ з концентрацією активності $0,6 \pm 0,1$ кБк/мл. Отриманий розчин рівномірно додавали до 20 грам корму (1:2) і висушували в чашці Петрі в сушильній шафі при температурі 45°C з періодичним перемішуванням протягом 3 годин. Середня концентрація активності ^{137}Cs сухого корму, усереднена за результатами вимірювань 10 аліквот, становила 176 ± 10 Бк/г. Порцію $0,200 \pm 0,005$ г (35 ± 1 Бк/добу) корму давали риbam у кожному акваріумі щодня вранці о 9:00 протягом всього експерименту.

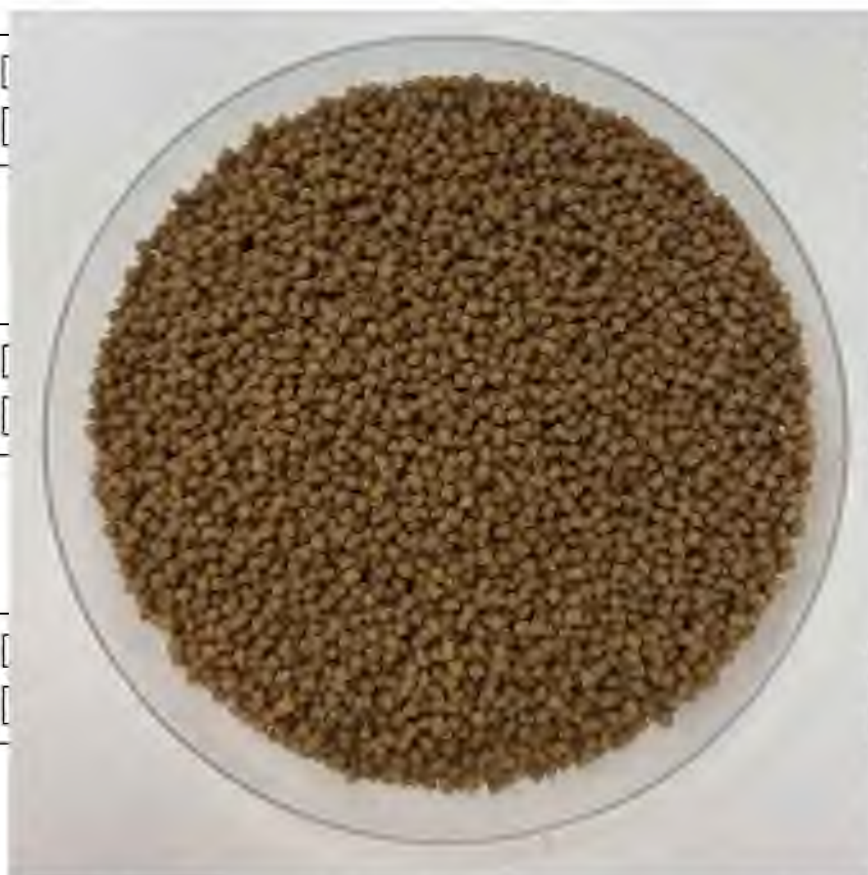


Рис. 2.2 – Корм «Nutra Olympic» фірми Skretting (Норвегія)

2.1.3 Проведення в контрольованих лабораторних умовах забруднення риби ^{137}Cs

Вода в акваріумах фільтрувалась зануреними фільтрами (AquaEl Fan Plus, Польща), також в воду подавалося повітря за допомогою компресорів і розпилувачів (Tetra Tetratex APS 50-150 і Tetra AS50, Німеччина). Контроль та підтримка температури в акваріумах проводилась за допомогою терморегуляторів (DigiTOP TP-1, Україна) і нагрівачів, які занурювались в воду (AquaEl Platinum, Польща). Один раз на тиждень відбувалась 100 % заміна води в акваріумах при вимірюванні ваги та активності риб на попередньо підготовлену воду (вода з бочок ємністю 200 літрів з 5 карасями для акліматизації). Кожні 7 днів в бочку ємністю 200 літрів добавлялись бактерії (Tetra GmbH, Німеччина) з розрахунком 1 таблетка на 100 літрів води, а також в акваріуми з розрахунком 1 таблетка на 50 літрів.

Протягом 120 днів починаючи з 11.02.2023 рибам в кожному акваріумі об'ємом 27 літрів додавали по 0,2 грами корму в 9:00 і додатково «чистого» корму фірми «Skaliaria» (Україна) без KFCF починаючи з 0,3 грам при температурі води 10-14°C, 0,4 грам при температурі води 14-15°C, 0,5 грам при температурі води 15-17°C, 0,6 грам при температурі води 18-19°C, 0,7 грам при температурі води 19-20 °C, 0,8 грам при температурі води 20-22°C і >26°C та 1,0 грам при температурі води 22-26°C згідно з рекомендаціями виробника (приблизно 1% від ваги риби при температурі > 20°C) до досягнення збалансованого/стаціонарного рівня, коли швидкість надходження ^{137}Cs в організм риб з кормом статистично значимо не відрізнялась від виведення радіоцезію з організму.

2.1.4 Проведення у контрольованих лабораторних умовах акваріумних експериментальних досліджень динаміки виведення ^{137}Cs з організму риб

Після досягнення рівноваги вмісту ^{137}Cs в організмах риби 12.06.2023 «чистий» корм фірми «Skaliaria» (Україна) в акваріумах №2 та №3 був замінений на аналогічний корм із вмістом KFCF 0,1% та 1% відповідно. Таким

чином, при вазі риби в кожному з цих акваріумах 115 грам і 122 грам, риби отримували 0,8 грам корму, що містить 0,008 грам і 0,0008 грами KFCF, що

відповідає споживанню 70 мг/кг і 6,6 мг/кг живої ваги риби відповідно. На 28.09.2023 року при вазі риби в акваріумах 146,4 грам і 156,5 грам риби

отримували по 1,0 грами корму, що містив 0,01 грам і 0,001 грам KFCF, що відповідає споживанню 68 мг/кг і 6,4 мг/кг живої ваги риби відповідно. Таке

споживання KFCF узгоджується з нормами, які рекомендовані для сільськогосподарських тварин. Для риби необхідна оптимізація використання різних концентрацій KFCF у кормах для зменшення радіоактивного забруднення риби ^{137}Cs .

2.1.5. Відбір проб води та осаду в фільтрах

Відбір проб води об'ємом 1 літр і осаду на фільтрах проводились при вимірюванні активності ^{137}Cs в рибах.

2.1.6. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs методами гамма-спектрометрії та визначення вмісту хімічних елементів в зразках за допомогою ICP-MS

Гамма-спектрометр (γ -спектрометр) – це прилад, який використовується для аналізу та реєстрації гамма-випромінювання, яке виділяється від радіоактивних ізотопів. Є ефективним інструментом для визначення радіоактивного забруднення різних об'єктів довкілля, включаючи рибу, харчові продукти, ґрунт, а також для досліджень в ядерній фізиці та радіаційній безпеці. Працює прилад на основі принципу взаємодії гамма-квантів з детектором, під час їх взаємодії утворюється електричний сигнал, який може бути оброблений та проаналізований.

Перевагою такого методу є можливість провести вимірювання активності багатьох радіонуклідів в пробі без їх безпосереднього хімічного виділення. γ -спектрометрія дає можливість провести якісний та кількісний аналіз радіонуклідів.

Головними складовими елементами γ -спектрометру є:

- Детектор – напівпровідниковий детектор або сцинтиляційний з кристалами різної форми та різними розмірами;

- Попередній та лінійний підсилювачі сигналу ;

- Пасивний захист детектора (товщина стінки 5-10 см) – частіше використовується свинцевий захист. Для напівпровідникового детектора використовують кадмій, мідь як додатковий поглинач рентгенівського випромінювання;

- Багатоканальний аналізатор імпульсів для сортування та передачі даних на персональний комп'ютер [20].

Умови експлуатації γ -спектрометру мають свої особливості, а саме: температура повітря має бути від 10 до 35° С; атмосферний тиск – 630-800 мм рт.ст; вологість повітря не повинна перевищувати 75% при температурі 30°С. Для ^{137}Cs діапазони вимірюваної питомої активності при 20 хвилинному вимірюванні – 0,018-5,5 кБк/л, а при 2 хвилинному – 0,06-50,0 кБк/л [9].

γ -спектрометрія живої риби – це метод визначення рівнів радіоактивного забруднення живої риби без необхідності її умертвіння. Саме через відсутність потреби умертвіння та виділення зразків тканин цей метод і є особливим. γ -спектрометр дозволяє ідентифікувати конкретні ізотопи, які присутні в рибі та визначити їх концентрацію. Звісно після проведення вимірювання отримані дані порівнюються з встановленими національними стандартами безпеки щодо

радіоактивного забруднення харчових продуктів і тоді ж приймаються рішення щодо обмеження споживання такої риби, в випадку перевищення.

Прижиттєві вимірювання питомої активності ^{137}Cs в рибах проводились методами гамма-спектрометрії (Рис. 2.3., Рис. 2.4). (Kashparova et al., 2022, 2023; Pavlenko et al., 2023) [14, 32, 34]. Для прижиттєвого вимірювання

активності ^{137}Cs в живих рибах, 6 риб чи кожну рибу індивідуально з кожного акваріуму поміщали в посудину Маринеллі об'ємом 1 літр з «чистою» водою,

сумарна маса якої доводилась до 1000 г для 6 риб і 500 г для однієї риби (Рис.

2.5). Вимірювання маси риби проводили на електронних вагах CERTUS (СВА-

1500-0,2). Вимірювання швидкості рахунку γ -квантів в фотопіку повного поглинання за енергії 661,7 кеВ проводили протягом 600-1000 с на

сцинтиляційному γ -спектрометрі СЕГ-05 (Україна) з детектором NaI(Tl) 63×63

мм і пасивним захистом (5 см). Перед початком вимірювання зразків проводили

вимірювання фону за допомогою посудини Маринеллі (КОДСЦ -1 №01-0032-04) масою 1,008 кілограми протягом 300 с, фон вимірювався відразу по двом каналам : 40К та ^{137}Cs . Значення фону для ^{137}Cs = 1880±190 Бк/кг. Період

напіврозпаду ^{137}Cs -30,08 років. Програмне забезпечення ЛСРМ. Багаторазова

повторність вимірювань швидкостей рахунку від живих риб в фотопіку повного

поглинання показала, що розкид вимірювань за рахунок різного положення риби в посудині Маринеллі під час вимірювань не перевищував 20%.



Рис 2.3 – Сцинтиляційний γ -спектрометр SEF-05 (Україна)

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

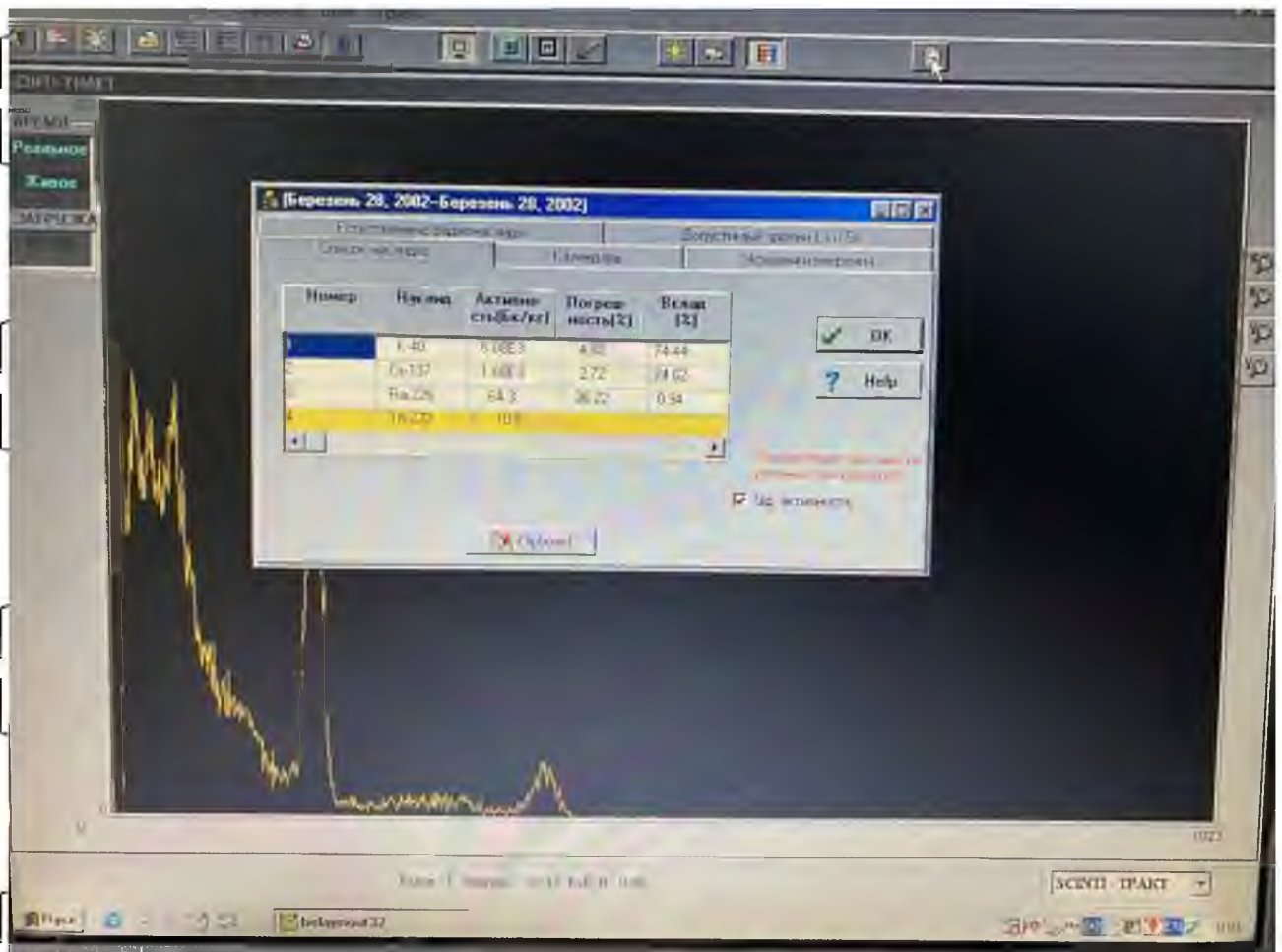


Рис. 2.4 – Приклад оцінки та аналізу гамма-спектра



Рис. 3.5 – Процес переносу риби та вимірювання її маси

2.2. Атомно-емісійна спектрометрія корму (ICP-MS)

Найбільш поширеним методом визначення якісного та кількісного складу хімічних елементів з високою точністю наразі є ICP-MS, який дозволяє швидко та безконтактно визначити більшу частину хімічних елементів із зразків навіть незначною масою.

Існують декілька видів атомно-емісійної спектрометрії, а саме:

- Атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS)
- Оптична емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою (OES-ICP)
- Атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою високої роздільної здатності (HR-ICP-AES)
- Лазерно-іскрова емісійна спектрометрія (LIBS).

Мас-спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-MS) є одним з основних методів аналізу елементного складу речовини в аналітичній хімії. Цей метод дозволяє визначити вміст більшості елементів періодичної системи.

Аналіз корму, який має використовуватись для годування риб в лабораторних умовах є важливим для забезпечення правильного харчування риб, а також для контролю якості корму. За допомогою ICP-MS легко виявити забруднення в кормі, наприклад важкі метали, радіонукліди або інші сполуки, які можуть бути небезпечними для риб, навколишнього середовища та людини [37].

Основні принципи та етапи ICP-MS:

1. Підготовка зразків: Перед дослідом зразки зважують, фільтрують, розчиняють або подрібнюють, а також уникають можливості забруднення.

2. Атомізація: Зразок подається в спеціальній індуктивно зв'язаний плазмі генератор, де він атомізується.

3. Взаємодія з плазмою: Газовий потік, який містить зразок, вводиться в високо індуктивну плазму, де температура досягає декількох тисяч градусів по Цельсію, в результаті чого, однозарядні іони атомів зразка збуджуються.

4. Емісія спектральних ліній: Збуджені іони фокусуються іонно-оптичною системою, кожен елемент має характерні спектральні лінії, які реєструються детектором та аналізуються.

5. Детектор і аналіз: Емітовані спектральні лінії вимірюються і порівнюються зі стандартами, щоб визначити концентрацію кожного елемента у зразку [39].

Досліджувався корм фірми «Skaliaria», який виготовлявся в промислових умовах для промислового вигодовування коропових видів риб і мав вигляд гранул розміром 3 мм (містить вітаміни групи А, Е, С, D₃, клітковину - 3%, протеїну - 30%, жиру - 10%) та містив в собі селективний сорбент фероцианіду - 0%, 0,1% та 1% (рис. 2.6). Для отримання саме такого вмісту сорбенту до 10 кг інгредієнтів корму додали 10 г (0,1% від ваги корму) залізо-гексаціаноферату калію $KFCF\ KFe[Fe(CN)_6]$, а в інші 10 кг корму додали 100 г $KFCF$ (відповідно 1% від ваги корму).



Рис. 2.6 – Зовнішній вигляд корму з різним вмістом $KFCF - KFe[Fe(CN)_6]$
А - 0%, Б - 0,1%, В - 1% [15]

Для аналізу використовували по 3 зразка, вагою 0,29-0,30 г, з кожної партії, а також стандартний зразок. Зважування проводились в тefлонових пробірках з додаванням 5 мл СР HNO_3 та 1 мл СР HCl . Далі зразки розщеплювались в системі мікрохвильового травлення з однокамерною реакційною камерою UltraWave ECR від Milestone (рис. 2.7) в пробірках (рис.2.8) при температурі 260 °С на протязі 30 хвилин.

Наступним етапом був безпосередній аналіз зразків на Agilent 8900 #100 ICP-MS (рис. 2.9), за допомогою автоматичного пробовідбірника Agilent ASX-500 Series у стандартному режимі, He-KED, режимі реакції аміаку та кисню. Як внутрішні стандарти були додані онлайн Bi, In та Rh. Et-ONi додавали до плазми.



Рис. 2.7 – Зовнішній вигляд системи мікрохвильового травлення з однокамерною реакційною камерою UltraWave ECR від Milestone



Рис. 2.8 — Пробіри, в яких розщеплювались зразки в UltraWave ECR



Рис. 2.9 – Зовнішній вигляд Agilent 8900 #100 ICP-MS

2.3. Математичний аналіз результатів

Залежність зміни активності ^{137}Cs в організмі риб від часу $A(t)$ можна описати лінійним диференціальним рівнянням (Teien et al., 2021; Kashparova et al., 2022) [21, 32, 35]:

$$\frac{dA(t)}{dt} = A_f - (k_b + \lambda)A(t) \quad (2.1)$$

де $A(t)$ – активність ^{137}Cs в рибі (Бк) в момент часу t (доба); A_f – швидкість надходження ^{137}Cs в рибу з кормом (Бк/доба); k_b – швидкість виведення радіонукліду з тканин риб (1/доба); λ – константа розпаду $6,3 \cdot 10^{-5}$ 1/доба для ^{137}Cs .

При вмісті ^{137}Cs в рибі в початковий момент $A(0) = 0$ рішення рівняння (2.1) буде мати вигляд:

$$A(t) = \frac{A_f}{(k_b + \lambda)} (1 - \exp(-(k_b + \lambda)t)) \quad (2.2)$$

У початковий момент часу при малих значеннях $(k_b + \lambda) \cdot t < 0,5$, рівняння (2.2) може бути апроксимовано лінійною залежністю:

$$A(t) \cong A_f \cdot t \quad (2.3)$$

При вмісті ^{137}Cs в рибі в початковий момент $A(0)$ та $A_f = 0$ рішення рівняння (2.1) буде мати вигляд:

$$A(t) = A(0) \exp(-(k_b + \lambda)t) \quad (2.4)$$

При цьому питома активність ^{137}Cs в рибі (C_f , Бк/кг) в будь-який момент часу t (доба) буде дорівнювати:

$$C(t) = A(t)/M(t) \quad (2.5)$$

де $M(t)$ – маса риби (кг) в момент часу t (доба).

2.4 Статистична обробка результатів

Для статистичного аналізу експериментальних даних використовували стандартний набір інструментів MS Excel 2016. За результатами індивідуальних вимірювань розраховували середні значення та стандартні похибки.

Достовірність відмінностей між вибірками аналізували за допомогою критерію Манна-Уїтні. Для оцінки ступеня зв'язку між виміряними величинами використовували коефіцієнт рангової кореляції Спірмена.

На рисунках і в тексті наведено середні значення \pm стандартна похибка (SE) для 5 риб вибірок (N=6). Статистична значущість встановлювалась на рівні $p < 0,05$.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ

НУБІП України

3.1 Результат атомно-емісійної мас-спектрометрії корму (ICP-MS)

Результати дослідження показали значні розкиди макроелементів Na, K і Ca що свідчить про неоднорідність складових в зразках корму з різним вмістом залізо-гексацианоферату калію $K_4FeC_6KFe[Fe(CN)_6]$ (Табл. 3.1) [25].

Таблиця 3.1

Таблиця 1. Вміст хімічних елементів у кормі з різним вмістом фероциана- залізо-гексацианоферату калію ($K_4FeC_6KFe[Fe(CN)_6]$) [25]

Вміст KF	Вміст хімічних елементів в кормі									
	Li, $\mu\text{g/k}$	Na, g/kg	Mg, $\mu\text{g/kg}$	Al, mg/k	P, g/kg	S, g/kg	K, g/kg	Ca, g/kg	Sc, $\mu\text{g/kg}$	V, $\mu\text{g/k}$
0%	17 ± 1	$1,6 \pm 0,2$	855 ± 6	$13,5 \pm 1,7$	$3,2 \pm 0,1$	$2,4 \pm 0,2$	$3,15 \pm 0,01$	$1,0 \pm 0,2$	$1,9 \pm 0,1$	15 ± 3
0,1%	80 ± 6	$0,35 \pm 0,02$	280 ± 1	40 ± 4	$1,70 \pm 0,09$	$1,34 \pm 0,04$	$1,94 \pm 0,07$	$1,5 \pm 0,3$	$6,9 \pm 0,7$	75 ± 2
1%	$17,4 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,3$	514 ± 7	$9,9 \pm 4,5$	$2,2 \pm 0,2$	$1,4 \pm 0,2$	$2,82 \pm 0,04$	$0,7 \pm 0,3$	$1,5 \pm 0,4$	48 ± 4
0%	25,9 $\pm 1,8$	$8,1 \pm 0,1$	$3,3 \pm 0,1$	$19,6 \pm 0,6$	$4,0 \pm 0,6$	58 ± 5	76 ± 2	$1,54 \pm 0,03$	$2,5 \pm 0,2$	5 ± 1
0,1%	$9,7 \pm 1,0$	41 ± 2	$5,0 \pm 0,1$	$13,9 \pm 0,3$	11 ± 1	12 ± 1	43 ± 4	$1,56 \pm 0,04$	$2,8 \pm 0,4$	27 ± 4
1%	$13,6 \pm 0,4$	120 ± 10	$3,3 \pm 0,1$	$11,2 \pm 0,4$	5 ± 1	76 ± 5	64 ± 4	$1,85 \pm 0,02$	$2,2 \pm 0,4$	$2,7 \pm 0,6$
0%	15 ± 3	$2,3 \pm 0,1$	360 ± 1	$1,7 \pm 0,2$	26 ± 1	2 ± 1	$2,6 \pm 0,2$	$2,13 \pm 0,1$	10 ± 8	21 ± 2

0,1 %	53±1	10±1	156±4	1,2±0,1	33±1	4,3±0,6	4,1±0,5	1,81±0,09	30±5	56±10
1%	12±3	4±2	309±3	<1,5	30±1	2,4±0,1	2,2±0,2	1,33±0,02	6±3	13±5
	Pr, μg/kg	Nd, μg/kg	Sm, μg/kg	Eu, μg/kg	Gd, μg/kg	Tb, ng/kg	Dy, μg/kg	Ho, μg/kg	Er, μg/kg	Tm, ng/kg
0%	3±2	12±11	2±2	0,6±0,4	1,3±0,9	160±10	0,9±0,2	0,17±0,04	0,3±0,1	88±22
0,1 %	7±1	28±4	5,0±0,6	1,3±0,4	5,0±0,2	690±54	4,2±0,5	0,8±0,1	2,5±0,3	35±8
1%	1,4±0,6	5±2	0,8±0,3	0,3±0,2	0,6±0,2	91±32	0,5±0,2	0,10±0,04	0,28±0,07	46±18
	Yb, μg/kg	Lu, μg/kg	Hf, μg/kg	W, μg/kg	Hg, μg/kg	Tl, μg/kg	Pb, μg/kg	Th, μg/kg	U, μg/kg	
0%	0,4±0,1	0,07±0,02	0,6±0,002	<0,0085	<0,014	0,9±0,1	<0,026	1,8±0,4	<0,00143	
0,1 %	2±1	0,33±0,6	1,5±0,2	10±1	<0,0137	1,1±0,4	83±8	6,0±0,6	14±1	
1%	2,0±0,5	0,04±0,01	5,1±0,1	44±5	<0,014	<0,000731	105±9	1,8±0,9	2,4±0,3	

Спостерігалось збільшення концентрації свинцю та кобальту в кормі зі збільшенням в ньому вмісту KFCF. Збільшення концентрації кобальту

пояснюється тим, що він є компонентом деяких ферментів і може утримуватись

разом з залізом в залізо-гексацианофераті калію, тому такий результат

передбачуваний і не викликає зливування. Щодо свинцю, то його вміст був нижчий за мінімально детектовану концентрацію, а отже задля попередження

негативного впливу на корм та оцінки переходу його в організм риб, необхідно

проводити додаткове вимірювання, за допомогою ICP-MS, вмісту Pb в рибі,

яка споживає корм з різною концентрацією KFCF[25].

3.2 Зміна температури води в акваріумах та обумовленої цим маси корму

В ході експерименту з 11.02.2023 по 28.09.2023 року температура води в акваріумах змінювалась від 12°C до 27°C (Рис.3.1). У зв'язку з цим, згідно з рекомендаціями виробника корму «Skaliaria», змінювалось його добове споживання рибою з 0,3 грам до 1,0 грам на кожен акваріум (Табл. 3.2). При цьому споживання корму «Nutra Olimpic», що містив ^{137}Cs залишилося постійним – 0,2 грами (Табл 3.2).

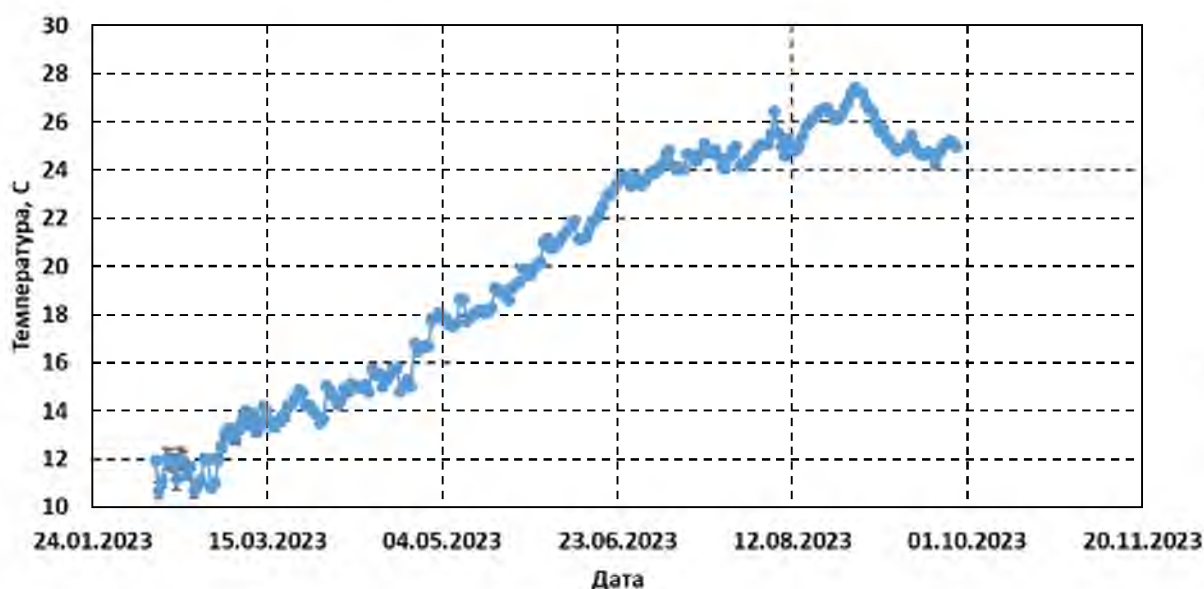


Рис. 3.1 – Температура води в акваріумах

3.3 Зміна ваги риби в акваріумах

В ході експерименту вага риби монотонно збільшувалась з 15 грам до 23-26 грам (Табл. 3.2, Рис. 3.2). Швидкість приросту ваги риби із кормом без KFCF становила 0,035 г/добу, з 0,1% KFCF – 0,038 г/добу та з 1% KFCF – 0,045 г/добу (Рис. 3.2).

Таблиця 3.2

Температура води, кількість корму та вага риб в акваріумах

Дата	Тривалість експерименту, днів	Температура води, С	Добова кількість корму (Nutra Olympic + Skalfaria), г	Сумарна вага риб в акваріумах, г			Середня вага риб в акваріумах, г		
				1	2	3	1	2	3
11.02.2023	0			90.5	89.8	92.4	15.1	15.0	15.4
28.02.2023	17	10-12	0.2+0.3	93.0	95.4	96.2	15.5	15.9	16.0
16.03.2023	33	10-12	0.2+0.3	95.0	96.3	99.7	15.8	16.1	16.6
10.04.2023	58	12-14	0.2+0.3	100.4	104	103.7	16.7	17.3	17.3
02.05.2023	80	12-14	0.2+0.3	104.9	109	108.2	17.5	18.2	18.0
22.05.2023	100	14-17	0.2+0.4-0.5	108.2	111.8	114.4	18.0	18.6	19.1
12.06.2023	121	18-22	0.2+0.6-0.8	113.6	114.6	122.1	18.9	19.1	20.4
23.06.2023	132	22-23	0.2+0.8	115.4	119	123.4	19.2	19.8	20.6
04.07.2023	143	23-24	0.2+0.8	117.6	119.4	125.2	19.6	19.9	20.9
25.07.2023	164	23-25	0.2+1.0	123.4	123.9	134.4	20.6	20.7	22.4
24.08.2023	194	24-26	0.2+1.0	126.6	133.6	142.3	21.1	22.3	23.7
28.09.2023	229	25-26	0.2+1.0	139.9	146.4	156.5	23.3	24.4	26.1

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

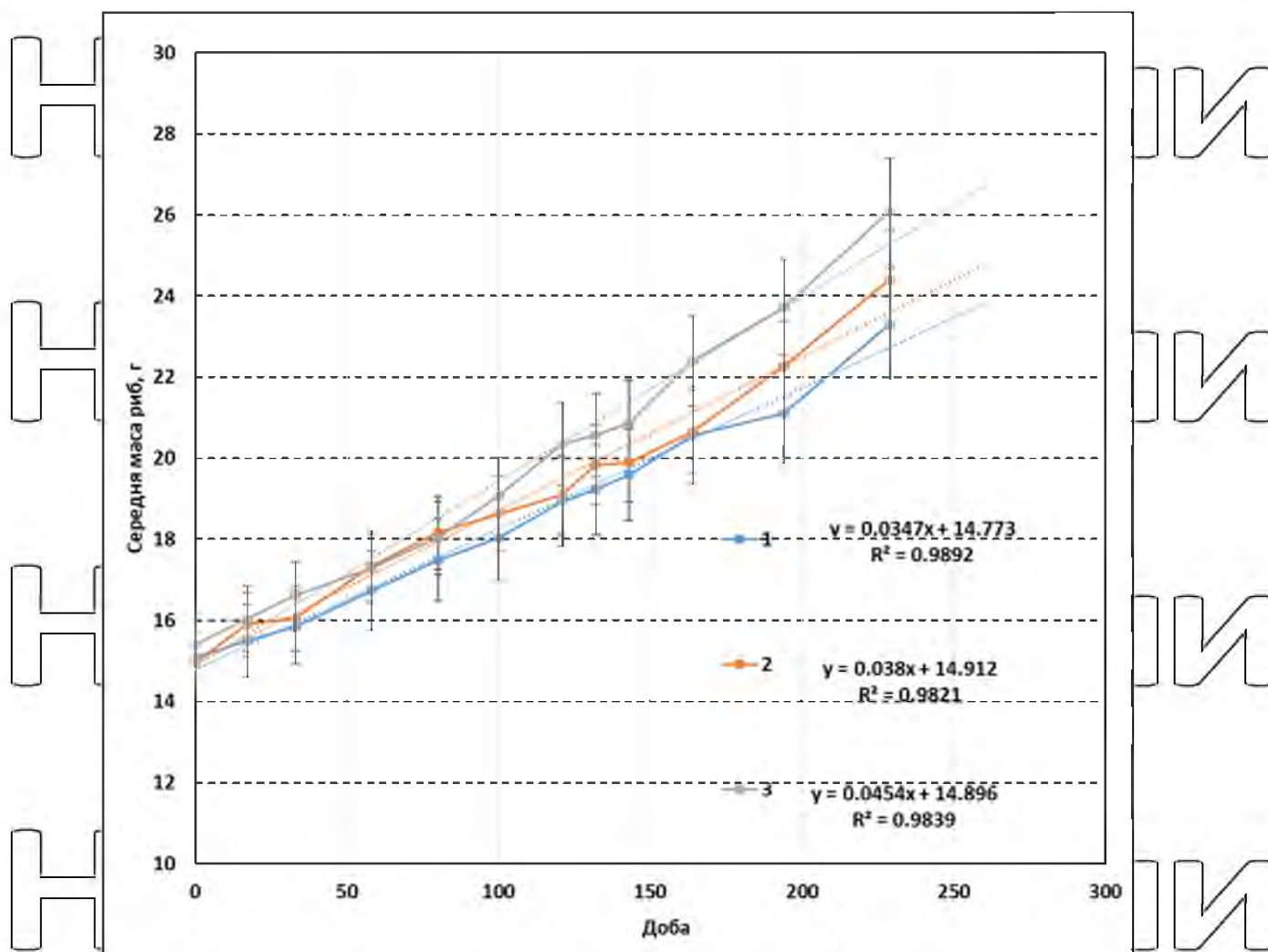


Рис. 3.2 – Динаміка зміни ваги риб в акваріумах: 1 - №1 корм без KFCF; 2 - №2 корм з 0,1% KFCF; 3 - №3 з 1% KFCF після 120 днів

Зазвичай перед вимірюванням сумарної активності ^{137}Cs в риб вимірювалась сумарна вага всіх 6 риб (Табл. 3.2, Рис. 3.2). При індивідуальних вимірюваннях активності перед початком використання KFCF 12.06.2023 і в ході експерименту 28.08.2023 також вимірювалась вага кожної рибини окремо для оцінки невизначеностей вимірюваних середніх величин (Табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Індивідуальна вага риб в акваріумах

№ риб	12.06.2023			28.08.2023		
	1	2	3	1	2	3
1						
2						
3						

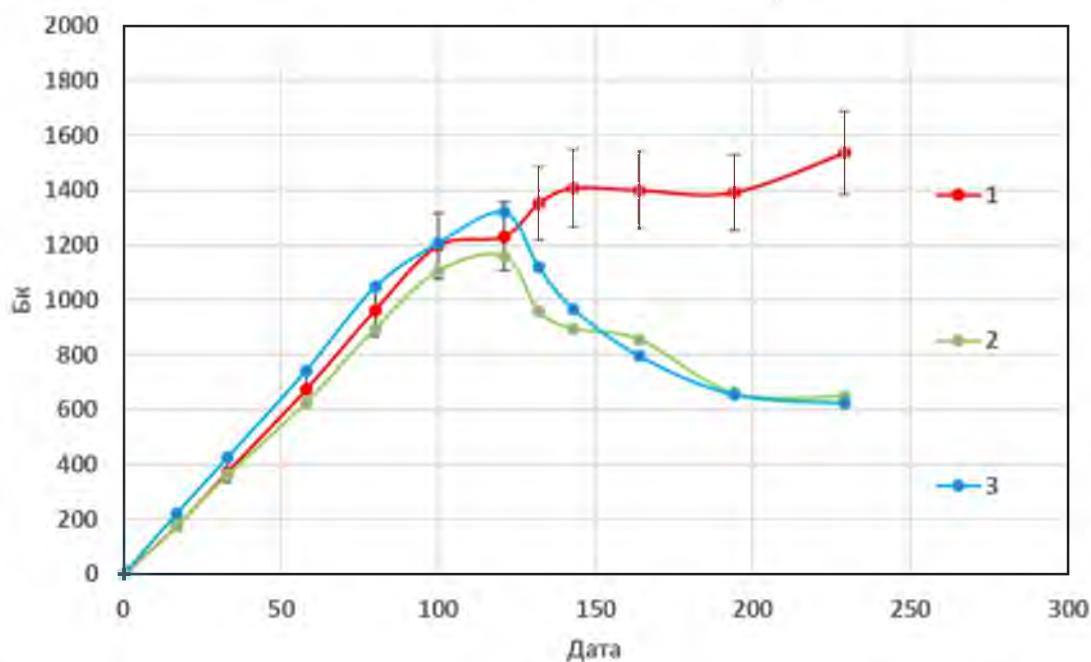
1	18.5	25.7	17.5	20.8	20.5	22.9
2	17.9	22.5	20.9	27.4	22.9	24.3
3	25.2	18.1	19.5	21.4	28.1	24
4	19.1	18.2	21.5	19.4	25	24
5	17.1	18.2	20.3	19.5	17.7	22.3
6	20.4	16.9	23.5	17.1	18.7	24.4
Середнє значення	19.7 ± 1.2	19.9 ± 1.4	20.6 ± 0.8	20.9 ± 1.4	22.2 ± 1.6	23.7 ± 0.3
Сума	118.2 ± 5.8	119.6 ± 8.3	123.3 ± 3.5	125.6 ± 6.8	132.9 ± 7.3	141.9 ± 1.5

3.4 Зміна активності ^{137}Cs в рибах

Динаміка активності та питомої активності ^{137}Cs в рибі до застосування

KFCF протягом 120 днів та після застосування KFCF у кормі наведена в Табл.

3.4 та на Рис. 3.3. Після застосування KFCF активність ^{137}Cs в рибі стала зменшуватись аналогічно застосуванню чистого корму



НУБІП України

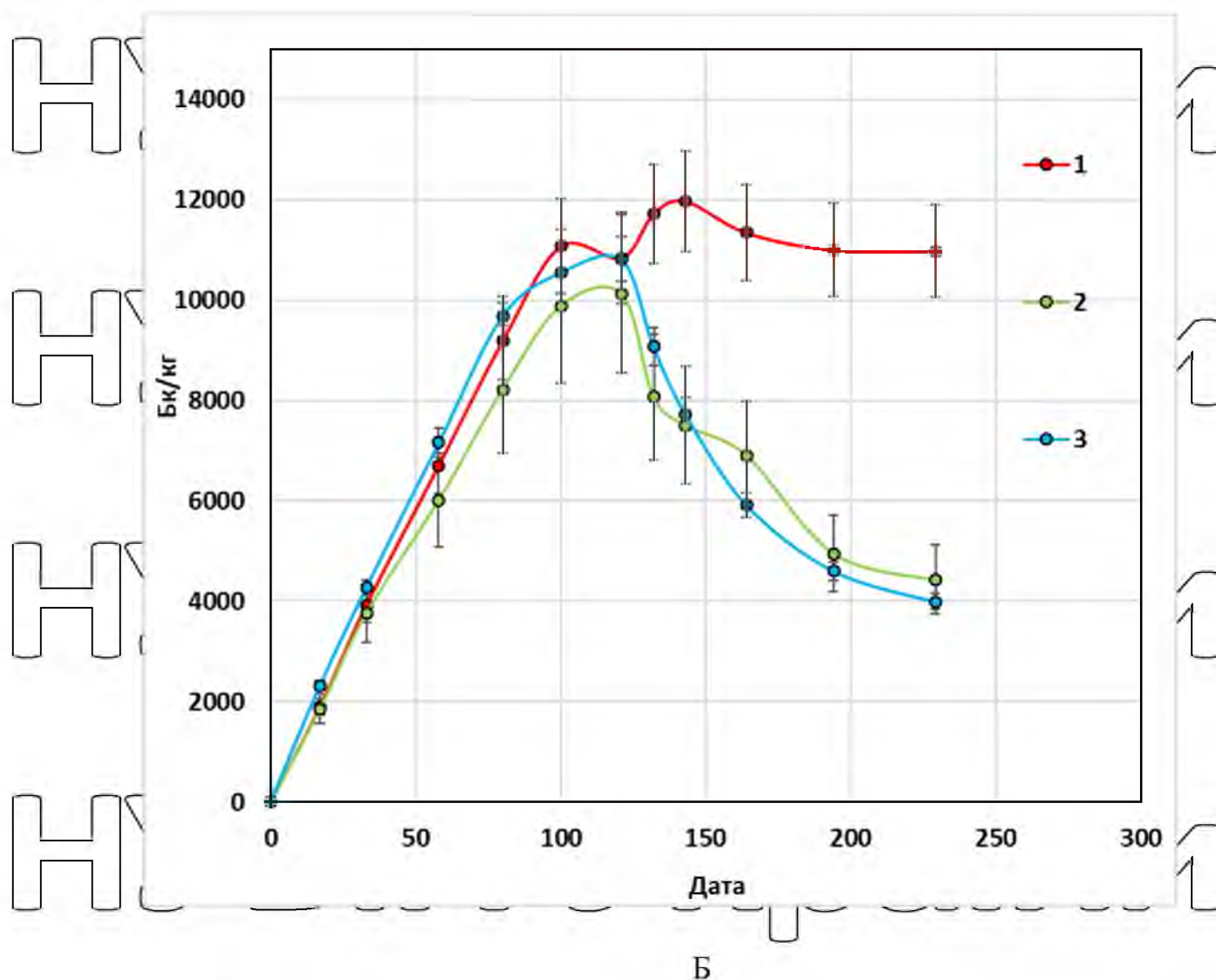


Рис. 3.3 — Динаміка активності (А) та питомої активності (Б) ^{137}Cs в рибі

Таблиця 3.4

Активність та питома активність ^{137}Cs в рибі в акваріумах

Дата	Тривалість експерименту, днів	Тривалість застосування KFCF, днів	Активність ^{137}Cs в рибі в акваріумах, Бк			Питома активність ^{137}Cs в рибі в акваріумах, Бк/кг		
			1	2	3	1	2	3
11.02.2023	0		0	0	0	0	0	0
28.02.2023	17		176	176	223	1896	1849	2316
16.03.2023	33		372	362	425	3916	3759	4267

10.04.2023	58		673	625	743	6703	6013	7160
02.05.2023	80		963	896	1048	9181	8222	9684
22.05.2023	100		1198	1105	1207	11073	9883	10550
12.06.2023	121	0	1232	1160	1320	10845	10122	10811
23.06.2023	132	11	1352	960	1120	11716	8067	9076
04.07.2023	143	22	1408	896	968	11973	7504	7732
25.07.2023	164	43	1400	856	796	11345	6909	5923
24.08.2023	194	73	1392	662	655	10995	4952	4604
28.09.2023	229	108	1536	648	625	10979	4426	3992

Результати індивідуальних вимірювань активності ^{137}Cs в рибі в акваріумах перед початком застосування КФСР 12.06.2023 і в ході експерименту 28.08.2023 для оцінки невизначеності вимірюваних середніх величин наведено в таблиці (Табл. 3.5). Коефіцієнти варіації активності та питомої активності ^{137}Cs в рибі в кожному акваріумі не перевищували 20%, що можна порівняти з похибками самого методу прижиттєвого вимірювання активності риби (Kashparova et al., 2022, 2023; Pavlenko et al., 2023) [44, 32, 34].

Таблиця 3.5

Активність та питома активність ^{137}Cs в рибі в акваріумах

№ риби	12.06.2023			28.08.2023		
	1	2	3	1	2	3
	Активність, Бк					
1	358	262	260	321	168	186
2	256	405	303	398	197	209
3	296	266	299	387	160	163
4	213	307	245	338	195	115
5	266	283	299	366	71	204
6	285	265	326	258	215	106
Среднее	279±20	298±22	289±12	345±21	168±21	164±18
	Питома активність, кБк/кг					
1	15.5	8.2	11.9	12.3	6.6	6.5
2	11.4	14.4	11.6	11.6	6.9	6.9

3	9.4	11.8	12.3	14.5	4.6	5.4
4	8.9	13.5	9.1	13.9	6.2	3.8
5	12.4	12.4	11.8	15.0	3.2	7.3
6	11.2	12.5	11.4	12.1	9.2	3.5
Среднее	11.5±1.0	12.1±0.9	11.3±0.5	13.2±0.6	6.1±0.9	5.6±0.7

3.5 Зміна активності ^{137}Cs в воді та осаді

Результати вимірювань активності ^{137}Cs у воді та осаді показали, що до 120 дня забруднення риби сумарна активність ^{137}Cs у воді та осаді відповідала внесенню активності ^{137}Cs з кормом, що вказувало на досягнення стану рівноваги, коли кількість надходження радіоцезію в рибу відповідала кількості його виведення з риби:

$$\frac{dA(t)}{dt} = 0 \quad \text{или} \quad A_f = (k_b + \lambda)A(t)$$

Було встановлено, що в акваріумах, де застосовується корм без добавок KFCSF більше 95% активності ^{137}Cs знаходилось в розчиненому стані у воді, а в акваріумах, де використовувався корм з добавками KFCSF більше 85% активності ^{137}Cs знаходилось в осаді на фільтрах.

РОЗДІЛ 4 ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ РОБОТИ

НУБІП України

4.1. Зміна ваги риб

Отримані результати показали, що використання KFCF в кормі не мало негативного впливу на збільшення ваги риб (Табл. 3.2, Рис. 3.2). У всіх проведених як у цій роботі, так і в інших дослідженнях (Pavlenko et al., 2023; Аліна Ільїна, 2023) збільшення ваги риб, які споживали корм з KFCF було найвищим [34].

4.2. Забруднення риб ^{137}Cs

Динаміку забруднення риб ^{137}Cs наведено на Рис. 4.1. На початковій лінійній ділянці збільшення активності ^{137}Cs у рибі за допомогою рівняння 2.3 можна оцінити швидкість надходження ^{137}Cs у рибу з кормом (A_f), яка становила 1 Г-14 Бк/добу. Отже, при вмісті ^{137}Cs у кормі риб на рівні 35 Бк, який щодні давали рибі, у рибу надходило лише 30-40%. Решта активності ^{137}Cs вимивалася у воду в виводилась з організму риб.

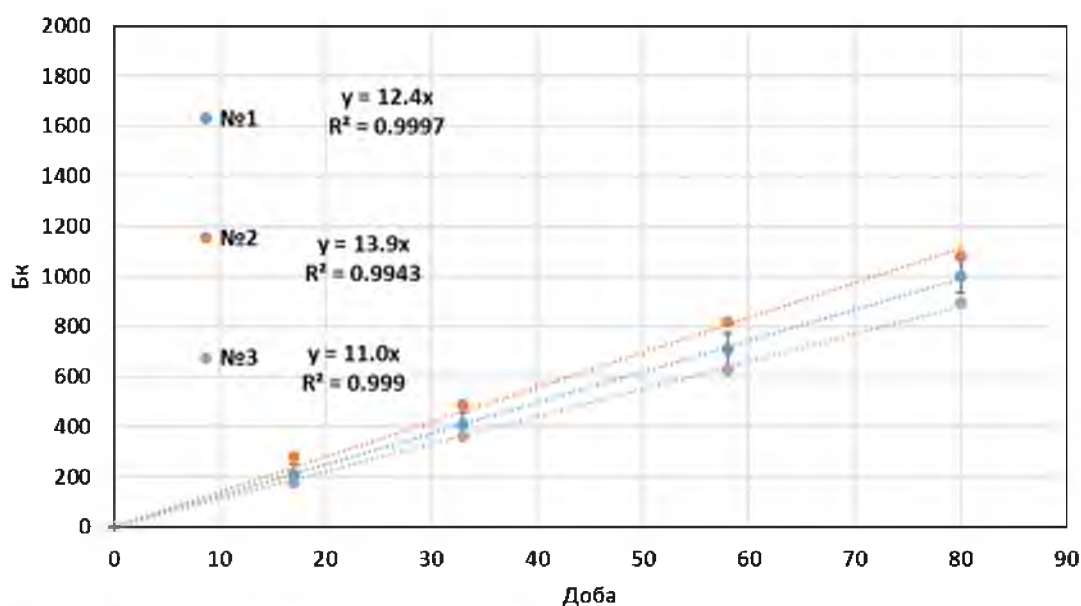
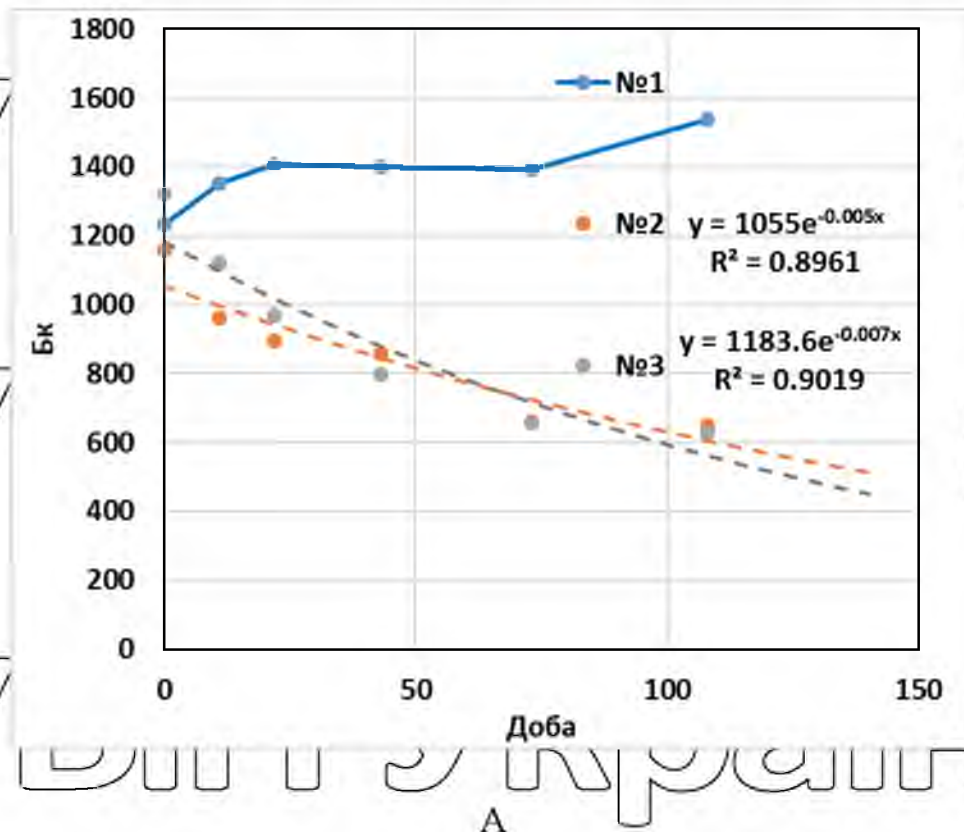


Рис. 4.1 – Динаміка забруднення риб ^{137}Cs в акваріумах

НУБІП України

4.3. Виведення ^{137}Cs з організму риби

Динаміка зменшення активності та питомої активності ^{137}Cs в організмі риби при використанні корму з різним вмістом КФСФ приведена на Рис. 4.2.



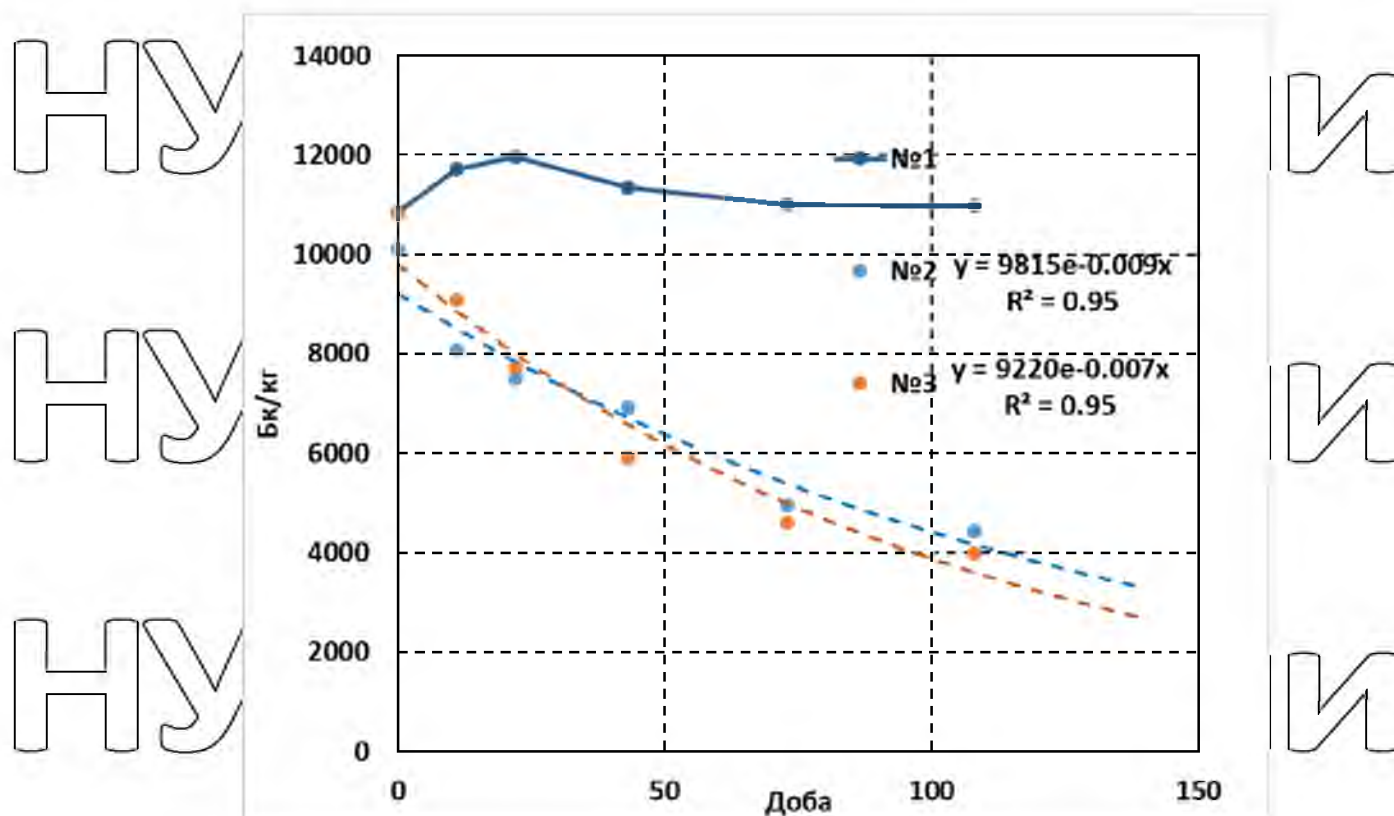


Рис. 4.2 Динаміка зменшення активності (А) та питомої активності (Б) ^{137}Cs в рибі

З отриманих результатів видно, що для активності та питомої активності швидкість виведення ^{137}Cs складала $k_b = 0.005$ 1/добу і $k_b = 0.007$ 1/добу при застосуванні корму з вмістом КФСФ 0,1% та 1% відповідно. Це еквівалентно періоду напівзменшення вмісту радіоцезію в організмі риб $T_{1/2} = \ln(2)/k_b = 100-140$ днів. Ці оцінки добре узгоджуються з результатами натурних експериментів - $k_b = 0.0066$ 1/доба (Pavlenko et al., 2023) і аналогічні при застосуванні такого контрзаходу, як переміщення риби в «чисту» водойму з «чистим» кормом - $k_b = 0.0067$ 1/доба (Каглян та ін., 2018 ПАТЕНТ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ UA 128443 U) [26, 34].

4.4. Радіологічна ефективність використання корму з КФСФ для зменшення вмісту ^{137}Cs в організмі риб на радіоактивно забрудненій території

На основі отриманих результатів (Табл. 3.4) можна зробити висновок, що радіологічна ефективність використання 0,1% та 1% KFCSF в кормі для риби статистично не відрізнялась ($p > 0,05$) і складала 2,5 рази, що добре узгоджується з результатами польових експериментів (Pavlenko et al., 2023) [34].

Також можна зробити висновок, що застосування менших концентрацій KFCSF в кормі риби (<0,1% або 6 мг/кг ваги риби) може бути ефективним, проте це вимагає окремих експериментальних досліджень.

4.5. Санітарно-гігієнічні властивості якості м'язової тканини риби при застосуванні сорбенту радіоактивного цезію KFCSF

Застосування корму для риби із вмістом 0,1% та 1% KFCSF на радіоактивно забрудненій території дозволяє у 2,5 рази зменшити питому активність ^{137}Cs у м'язовій тканині риби.

Неперевищення встановлених санітарно-гігієнічних нормативів за вмістом ^{137}Cs (C_f , Бк/кг) у рибі спостерігається при дотриманні нерівності (ДР-2006).

$$C_f / 150 \leq 1, \quad (4,1)$$

Вміст ^{137}Cs у рибі прямо пропорційно залежить від питомої активності ^{137}Cs у воді ($^{137}\text{Cs}(W_{Cs}$, Бк/л) та обернено пропорційна від вмісту у воді іонів калію [K^+ , мг/л⁻¹] (IAEA, 2010) [41]. Питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині прісноводних риби з довірчою ймовірністю 0,95 при використанні корму з KFCSF не буде перевищувати санітарно-гігієнічних нормативів при:

$$3000 * W_{Cs} / 150 * \text{K}^+ \leq 1 \quad (4,2)$$

Гранично допустимі концентрації ^{137}Cs у воді водойм (Бк/л), які гарантують не перевищення питомої активності ^{137}Cs в рибі вище 150 Бк/кг (ДР-2006) при використанні 0,1% та 1% KFCSF в кормі, залежно від вмісту в воді калію за умови дотримання нерівності (4,2) наведені в Табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Гранично допустимі концентрації (ГДК) ^{137}Cs у воді водоєм залежно від вмісту калію у воді $[\text{K}^+, \text{мг/л}^{-1}]$ при використанні 0,1% та 1% КФСФ в кормі

K^+ , мг/л	ГДК, Бк/л	K^+ , мг/л	ГДК, Бк/л
0.1	0.0008	1.6	0.012
0.2	0.0016	1.7	0.013
0.3	0.0024	1.8	0.014
0.4	0.0032	1.9	0.015
0.5	0.004	2	0.02
0.6	0.0048	3	0.02
0.7	0.0056	4	0.03
0.8	0.0064	5	0.04
0.9	0.0072	6	0.05
1	0.008	7	0.05
1.1	0.0088	8	0.06
1.2	0.0096	9	0.07
1.3	0.010	10	0.08
1.4	0.011	20	0.16
1.5	0.012	50	0.39

ВИСНОВКИ

НУБІП України

1. Вперше проведено експериментальні дослідження з оцінки ефективності застосування KFCSF для виведення ^{137}Cs з організму риб при хронічному надходженні радіоцезію з їжею;

2. Вперше отримані чисельні значення радіологічної ефективності зменшення надходження радіоцезію в організм риб з кормом при фіксованій кількості KFCSF (6 мг/кг та 60 мг/кг ваги риб) рівні 2,5 рази;

3. Отримано, що для активності та питомої активності швидкість виведення ^{137}Cs склала $k_b=0.005$ 1/доба і $k_b=0.007$ 1/доба при застосуванні корму з вмістом KFCSF 0,1% та 1% відповідно, що еквівалентно періоду напівзменшення вмісту радіоцезію в організмі риб $T_{1/2}=\ln(2)/k_b=100-140$ днів.

Ці оцінки добре узгоджуються з результатами натурних експериментів і аналогічні при застосуванні такого контрзаходу, як переміщення риби в «чисту» водойму з «чистим» кормом – $k_b=0.0067$ 1/доба (Каглян та ін., 2018 ПАТЕНТ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ UA 128443 U).

4. Встановлено, що радіологічна ефективність застосування 0,1% та 1% KFCSF у кормі для риб статистично не відрізнялась ($p>0,05$). Отже, застосування менших концентрацій KFCSF в кормі риб ($\leq 0,1\%$ або 6 мг/кг ваги риб) може бути ефективним, проте це вимагає окремих експериментальних досліджень.

5. Отримано гранично допустимі концентрації ^{137}Cs у воді водойм (Бк/л), які гарантують не перевищення питомої активності ^{137}Cs в рибі понад 150 Бк/кг (ДР-2006) при використанні в кормі KFCSF (0,1% та 1%).

НУБІП України

СПИСОК ВИКОРИСАНИХ ДЖЕРЕЛ

НУБІП України

1. Гудков І.М., Кашпаров В.О., Паренюк О.Ю. Радіоекологічний моніторинг : навчальний посібник. Київ, 2019. 188 с.

НУБІП України

2. Гудков І.М. Радіобіологія: підручник. Київ : НУБІП України, 2016. 485 с.

3. Гродзинський Д. М. Радіобіологія: Підручник. – К.: Либідь, 2001. – 448 с.

НУБІП України

4. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: навч. посібник. Київ : «Видавництво Ліра-К», 2017. 267 с.

5. Ю.В. Мовчан, А.І. Смірнов. Фауна України. Ри-би. Том 8. Вип. 2. Корові. Част. 2. (К: Наук. думка, 1983) 360 с.

НУБІП України

6. Гудков Д.И. и др. Современные уровни и динамика радионуклидного загрязнения компонентов водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., Гідроекологія. 2015. № 3–4 (64). С. 149.

НУБІП України

7. Радіаційна небезпека: навч. посібник [для студентів вищ. навч. закл.] Р15
Укладачі: О. О. Аннамухаммедова, А. О. Аннамухаммедов – Житомир.
Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014.- 30 с.

8. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. К49 Радіоекологія : підручник – Рівне : НУБІП, 2020 – 304 с.

НУБІП України

9. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт для студентів спеціальності 7.070801 “Екологія та охорона навколишнього середовища” по курсу “Радіоекологія” / Уклад. Крисенко А.Д., Овсянкіна В.О., Фоменко А.О. – К.: НТУУ “КПІ”, 2010.- 44 с.

НУБІП України

10. Дворецький А., Рожков В., Байдак Л. Накопичення радіонуклідів прісноводними рослинами і тваринами. *«Актуальні проблеми підвищення якості та безпека виробництва й переробки продукції тваринництва»*. Міжнар. науково-практ. конф., м. Дніпро, 4 черв. 2021 р.

11. Збірник праць учасників Міжнародної науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення» (22-23 квітня 2021 року). Житомир. Подільський університет 2021. 212 с. URL: <https://files.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Inshi67/0049104.pdf#page=35>

12. Актуальні проблеми підвищення якості та безпека виробництва й переробки продукції тваринництва та аквакультури: Матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (Дніпро, 20 жовт. 2022 р.) / Дніпровський ДАЕУ. – Дніпро, 2022. – 191 с. URL: https://institut-znpu.com/library/repozitari/docs/materialy_konf.international_conference.pdf#page=188

13. Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Міжнар. конф., м. Київ, 26 квіт. 2006 р. URL: <https://www.osi.gov/sideweb/servlets/purl/20768914%2028>.

14. Кашпарова О. Показники моделювання надходження та виведення ^{90}Sr і ^{137}Cs в організм риб: дис. ... д-ра філософії в галузі біології: 091. Київ, 2021. 175 с.

15. Кашпаров В. «Наукове обґрунтування та розробка нових заходів на зменшення радіоактивного забруднення риби (^{90}Sr та ^{137}Cs)». Київ НУБіП України. 77 с.

16. Пількевич Ю., Розорінов Г., Ткаченко Т. Радіоактивне забруднення риб і вимірювання малих інтенсивностей іонізуючих

URL: <https://doi.org/10.32839/2304-5809/2021-5-933>.

17. Кашпарова О.В. та ін. Виведення ^{137}Cs з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. 2020б. № 6 (88). С. 1–10. URL: <https://doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.003>

18. Кашпарова Е.В., Теиен Г.-Х., Левчук С.Е., Процак В.П., Корепанова К.Д., Салбу Б., Ибатуллин И.И., Кашпаров В.А. Динамика поступления ^{137}Cs из воды в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*). Ядерная физика та энергетика. 2020. № 2 (1). С. 64–74. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpac2020.01.064>

19. Гречанюк М. Гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді НУБіП України. URL: <https://doi.org/10.31548/dopovidi2022.05.002>

20. Левчук С. Довідник по основних методах визначення активності радіонуклідів. Київ: УкрНДІСГР, 2016. 119 с. URL: <http://uiar.org.ua/Dovidnyk.pdf>.

21. Гречанюк, М. О., Кашпарова, О. В., Павленко, П. М., Левчук, С. С., Макен, В. І., Кашпаров, В. О., 2022. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. № 3 (97). URL: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2022.03.003>

22. Разанов С., Постернак Л., Хомяковський Ю. Інтенсивність накопичення цезію-137 різними видами риб у зоні посиленого радіаційного контролю Вінниччини. Сільське господарство та лісівництво. 2018. № 11. URL: <http://socrates.vsu.org/repository/getfile.php/19115.pdf>.

23. Опанасенко М. А. Стан та аспекти вирощування риби в умовах радіоактивно забруднених територій. Стан та перспективи виробництва, переробки і використання продукції тваринництва. Житомир. С. 100–103.

URL: <http://188.190.43.194:7980/jspui/bitstream/123456789/3602/1/CT-15-100-102.pdf>.

24. Вербельчук С. П. Аналіз рівня забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr прісноводної риби та її внесок у формування дози внутрішнього опромінення сільських споживачів. Вісник ДАУ. 2003. Т. 1.

URL: http://i-pclizsianin.ver.edu.ua/bitstream/123456789/6719/3/VDAU_2003_1_301-306.pdf.

25. Короткий звіт про виконання науково-дослідних робіт по темі № 110/1-пр-2022 «Наукове обґрунтування та розробка нових заходів по зменшенню радіоактивного забруднення риби ^{90}Sr та ^{137}Cs » за 1 квартал 2023 р. Київ: НУБіП України. 3/с.

26. Патент № 128443. Спосіб очищення карася сріб-лястого (*Carassius gibelio* Bloch) від радіонукліду ^{137}Cs до гігієнічних радіаційнобезпечних рівнів / О.Є. Кагрян та ін. Спубл. 25.09.2018, бюл. № 18.

27. Про рибу, інші водні живі ресурси та харчову продукцію з них. Закон України від 06.02.2003 р. № 486-IV.

URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/486-15#Text>.

28. Норми Радіаційної Безпеки України (НРБУ-97). Київ, 1998. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282_97#Text

29. Про затвердження Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів Cs-137 і Sr-90 у продуктах харчування та питній воді (ДР-97): Наказ від 19.08.1997 р. № 255. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0255282_97#Text.

НУБіП України

30. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів "Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді": Наказ від 03.05.2006 р. № 256.

URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0845-06#Text>.

31. Balonov, M., Kashparov, V., Nikolaenko, E., Berkovsky, V., Fesenko S., 2018. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection*, 38, 854–867.

32. Kashparova O. et al. Clean feed as countermeasure to reduce the ^{137}Cs and ^{90}Sr levels in fish from contaminated lakes. *J. Environ. Radioact.* (2022). (Submitted)

33. Effect of additional "clean" feeding on ^{90}Sr and ^{137}Cs content in prussian carp (*Carassius gibelio*) in the Chernobyl exclusion zone / P. M. Pavlenko et al. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2022, Vol. 22, no. 3
URL: <https://doi.org/10.15407/npaee2021.03.272>.

34. Pavlenko, P., Kashparova, O., Teien, H.-C., Salbu, B., Eide, D. M., Oughton, D. H., Hrechaniuk, M., Levchuk, S., Lazarev, N., Kashparov, V. 2023. Prussian Blue to reduce radiocaesium accumulation in fish in lakes affected by the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 270, 107282
URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282>

35. Teien H.-C., Kashparova O., Salbu B., Levchuk S., Protsak V., Eidea D.M., Jensen K.A., Kashparov V. Seasonal changes in uptake and depuration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 786. 147280. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147280>

36. Dynamics of specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in representatives of ichthyofauna of Chernobyl Exclusion Zone / A. Y. Kaglyan et al. *Nuclear*

URL: <https://doi.org/10.15407/inae2021.01.062>.

37. Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP MS): A versatile tool. *JOURNAL OF MASS SPECTROMETRY*. 2007. Vol. 42. P. 419–427.

URL: https://www.researchgate.net/publication/6421366_Inductively_coupled_plasma_mass_spectrometry_ICP_MS_A_verseatile_tool.

38. IAEA, 1997. The use of prussian blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chernobyl accident.

Vienna. IAEA-TECDOC-926.

39. Dr Simon M Nelms. *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry Handbook*. Blackwell Publishing Ltd., 2005. 497 p.

40. IAEA, 2012. Guidelines for remediation strategies to reduce the radiological consequences of environmental contamination. Vienna. IAEA-TRS-475.

41. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna. IAEA-TRS-472.

42. IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience / Anspaugh Ed., Balonov M. (Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'), Radiological assessment reports series: IAEA, 2006. P. 166.

43. Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J., Camplin, W. 2000. Chernobyl's legacy in food and water. *Nature*; 405:141.

44. Pesenko, S. V., Alexakhin, R. M., Balonov, M. I., Bogdevich, I. M., Howard, B. J., Kashparov, V. A., Sanzharova, N. I., Panov, A. V., Voigt, G., Zhuchenka, Yu. M. 2006. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. *Journal of Radiological Protection*. 26, 351–359.

45. Haque M.E. et al. 2017. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. *J. Environ. Radioact.* 172, 191-200.

46. Kryshev I.I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1995. Vol. 27(3). P. 207-219.

47. Kryshev A.I. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 64. P. 67-84.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України