

П. М. Павленко^{1,*}, О. В. Кашпарова^{1,2}, С. Є. Левчук¹,
М. О. Гречанюк¹, І. М. Гудков¹, В. О. Кашпаров^{1,2}

¹ Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна
² Центр екологічної радіоактивності, Факультет екологічних наук
та управління природними ресурсами, Норвезький університет наук про життя, Ас, Норвегія

*Відповідальний автор: polina.pavlenko97@gmail.com

ВПЛИВ ДОДАТКОВОГО «ЧИСТОГО» ГОДУВАННЯ НА ВМІСТ ⁹⁰Sr І ¹³⁷Cs В КАРАСЯХ СРІБЛЯСТИХ (*CARASSIUS GIBELIO*) У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

У природних умовах оз. Глибоке, яке є однією з найбільш забруднених радіонуклідами водойм Чорнобильської зони відчуження, у 2020 р. було проведено експериментальні дослідження з оцінки ефективності застосування додаткового «чистого» годування риб (*Carassius gibelio*) для зменшення рівнів їхнього радіоактивного забруднення ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs. Радіологічна ефективність зменшення надходження ¹³⁷Cs до м'язової тканини риб при застосуванні додаткового «чистого» годування, в основному за рахунок біологічного розведення, склала 2,9 ± 0,4 раза. Період біологічного напіввиведення ¹³⁷Cs з м'язової тканини радіоактивно забруднених риб становив 115 ± 25 діб при споживанні природного й додаткового «чистого» корму. На відміну від ¹³⁷Cs, застосування додаткового «чистого» годування призводило до збільшення вмісту ⁹⁰Sr в організмі риб порівняно з контролем (до 5 разів) прямо пропорційно відносного збільшення маси риб.

Ключові слова: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, *Carassius gibelio*, Чорнобильська аварія, радіоактивне забруднення, допустимі рівні.

1. Вступ

Після аварій на ЧАЕС та АЕС Фукусіма питома активність ^{134,137}Cs в рибі на відчужених територіях сягала сотень кБк·кг⁻¹, що набагато перевищувало допустимі рівні [1 - 6]. Навіть на великих відстанях від джерела викиду радіонуклідів, наприклад у Норвегії, питома активність у річкової рибі була вище 1 кБк·кг⁻¹ [1]. Після аварії питома активність ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs в рибі із закритих водойм дуже повільно зменшувалася з часом в основному за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів з ефективним періодом напівзменшення понад 25 років [7 - 10]. Унаслідок цього на даний час навіть за межами Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) у закритих водоймах з низьким вмістом калію і кальцію у воді спостерігаються випадки перевищення чинних в Україні допустимих рівнів ⁹⁰Sr (35 Бк·кг⁻¹) і ¹³⁷Cs (150 Бк·кг⁻¹) у рибі [11 - 13].

У природних умовах радіонукліди надходять в організм риб двома шляхами: перший – безпосередньо з води через зябра і шкіру, другий – разом з радіоактивно забрудненим кормом через травну систему. Дослідження останніх років у лабораторних і природних умовах показали, що надходження ¹³⁷Cs в рибу відбувається в основному через травну систему з корму, а не з води [14 - 16]. Концентрація активності ^{134,137}Cs в рибі визначається рівнем радіоактивного забруднення корму та кількістю його споживання, тому швидкість надходження цих радіонуклідів до органі-

зму риб можливо отримати тільки в природних умовах. При температурі води вище 10 °С швидкість надходження ¹³⁷Cs до організму риби під час інтенсивного харчування більш ніж у 100 разів перевищує швидкість його надходження безпосередньо з води [15, 16].

Отже, мінімізуючи надходження ^{134,137}Cs з природним радіоактивним кормом за рахунок його заміщення додатковим «чистим» кормом або садковим утриманням риб для обмеження їхнього доступу до більш забрудненого корму в донних відкладеннях, можна зменшити радіоактивне забруднення риб ^{134,137}Cs. Це може бути ефективним контрзаходом при радіаційних аваріях, включаючи водойми ЧЗВ і ставки-охолоджувачі АЕС, на яких часто є рибні господарства. Підтвердженням цього є те, що питома активність ¹³⁷Cs у коропа звичайного (*Cyprinus carpio*), який вирощувався в садках теплої затоки ставка-охолоджувача Білоярської АЕС з використанням штучного «чистого» корму, була на порядок нижча порівняно з вільно живучою там пліткою звичайною (*Rutilus rutilus*) [17], хоча це зовсім різні еколого-трофічні групи риб. Додаткове «чисте» годування сільськогосподарських тварин широко використовувалося в якості ефективного контрзаходу після аварії на ЧАЕС і дало змогу до 1990 р. практично повністю вирішити проблему забруднення м'яса ¹³⁷Cs вище допустимих рівнів [18, 19].

© П. М. Павленко, О. В. Кашпарова, С. Є. Левчук,
М. О. Гречанюк, І. М. Гудков, В. О. Кашпаров, 2021

Навіть при відсутності додаткового «чистого» годування питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині коропів, які перебували в садках у ставку-охолоджувачі ЧАЕС після аварії протягом перших двох років, була на порядок нижче порівняно з вільно живучими особинами [20]. Це може бути обумовлено відсутністю доступу риби в садках до найбільш радіоактивно забруднених донних відкладень на великих глибинах та в інших частинах водойми. Для білого (*Hypophthalmichthys molitrix*) і строкатого товстолобика (*H. nobilis*), у силу специфіки їхнього харчування фітопланктоном і зоопланктоном з товщі води, таких відмінностей не спостерігалося [20].

Застосування «чистого» годування також дозволяє зменшити період біологічного напіввиведення ^{137}Cs з організму риб у два рази (до 43 ± 5 діб для карася сріблястого) за рахунок біологічного розведення при швидкому рості риб при штучному вигодовуванні [21].

В акваріумних експериментах надходження ^{137}Cs безпосередньо з води до організму прісноводних риб знижувалося у 2 - 7 рази при додаванні у воду калію і натрію [21, 22]. Однак у природних умовах після Чорнобильської аварії внесення у воду закритих водойм хлористого калію виявилось малоефективними [23].

Щодо переважаючого шляху надходження радіостронцію в рибу тривалий час не було єдиної думки [24 - 30]. Тільки в останні роки було встановлено, що ^{90}Sr надходить в організм риб переважно з води і його накопичення пропорційно зміні маси кісткової тканини риб [31].

В акваріумних експериментах було встановлено, що внесення у воду кальцію (більше фонового рівня у 5 - 10 разів), стабільного стронцію, магнію і фосфору призводило до зниження надходження ^{90}Sr в риб з води більш ніж у 5 - 10 разів [25, 32]. Однак радіологічна ефективність (зменшення надходження ^{90}Sr до організму риб) при внесенні у воду додаткової кількості кальцію – макроаналога стронцію в природних умовах – виявилася низькою [33].

У закритих водоймах ЧЗВ питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr м'язової і кісткової тканин риб у даний час сягає десятків $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ [9]. При цьому в м'язовій тканині міститься 55 - 67 % активності ^{137}Cs , а в кістковій тканині і лусці 91 - 97 % активності ^{90}Sr [7].

Метою цієї роботи було визначення радіологічної ефективності (кратності зменшення вмісту радіонукліда в організмі/тканині) застосування додаткового годування риб тонучим і плаваючим кормом при садковому утриманні з доступом і без доступу до донних відкладень з метою зменшення накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs на прикладі ка-

рася сріблястого (*Carassius gibelio*) у природних умовах ЧЗВ.

2. Матеріали та методи дослідження

Основна ідея досліджень полягала у визначенні динаміки вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs в рибі в природних умовах за різних режимів годівлі. Експеримент проводився в одній із найбільш забруднених радіонуклідами водойм ЧЗВ – оз. Глибоке. Різні групи «чистих» карасів сріблястих утримувались у клітках з доступом до донних відкладень або без нього.

2.1. Місце проведення досліджень

Експериментальні дослідження динаміки надходження ^{90}Sr і ^{137}Cs до організму карасів сріблястих (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) проводилися протягом 05.05 - 27.10.2020 р. в оз. Глибоке (51.44480° , 30.06394°) [7 - 9, 31, 34 - 36]. Під час аварії паливні частинки випали на водну поверхню озера, частина дрібних частинок не потонула і за рахунок флотації була прибита вітром до західного берега. У результаті цього на березі сформувалася смуга з високими рівнями радіоактивного забруднення радіонуклідами паливної компоненти чорнобильських радіоактивних випадань [37, 38] шириною близько 20 - 30 см, що утворювала потужність дози в повітрі на висоті 0,1 м до $10 \text{ мГр}\cdot\text{год}^{-1}$. На даний час за рахунок міграції радіонуклідів ширина цієї смуги збільшилася до 0,5 - 1,0 м і потужність дози гамма-випромінювання становить 40 - 60 $\text{мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$ (в окремих точках до $500 \text{ мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$).

Питома активність радіонуклідів у воді оз. Глибоке протягом 2020 р. статистично достовірно не змінювалася. Середня питома активність ^{137}Cs у воді даного озера при кислотності $\text{pH} = 7,4 \pm 0,1$ становила $3\text{-}4 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ при вмісті калію – $1,2 \pm 0,1 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Питома активність ^{90}Sr у воді озера була близько $100 \pm 10 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ при вмісті кальцію – $30 \pm 2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ [16, 39].

2.2. Об'єкт дослідження

Об'єктами дослідження було обрано вільноживучі «чисті» карасі сріблясті (*Carassius gibelio*) у віці більше одного року масою $20 \pm 4 \text{ г}$ із заплавної озера в передмісті Києва ($N 50.663383^\circ$, $E 30.722267^\circ$), яке знаходиться на відстані близько 95 км від ЧАЕС. Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs в рибі була менше мінімально детектованої активності ($10 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) [15, 21, 39].

В оз. Глибоке питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr в м'язовій тканині 12 аборигенних карасів сріблястих масою 320 - 1700 г у 2019 р. становила $6,7 \pm 1,2$ і $0,5 \pm 0,3 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ відповідно [16, 31]. Серед-

дня питома активність ^{90}Sr у кістковій тканині карасів становила 63 ± 16 кБк кг^{-1} . При цьому рівноважні коефіцієнти накопичення (fish - water concentration factor – CF) ^{137}Cs з води в м'язову і ^{90}Sr у кісткову тканини карасів сріблястих в оз. Глибоке становили $\text{CF} = 1860 \pm 615$ і $\text{CF} = 630 \pm 174$ відповідно [16, 31].

Через складність вилову аборигенних карасів масою близько 20 - 40 г в оз. Глибоке перед початком експериментів 19.06.2019 р. у клітки без додаткового годування були поміщені 56 «чистих» карасів сріблястих з метою радіоактивного забруднення їх. У подальшому 16 риб були використані 19.11.2019 - 27.10.2020 рр. для визначення швидкості виведення радіонуклідів у чистій водоймі (оз. Старуха) у природних умовах за різної температури води [16, 40]. У даній роботі після попереднього радіоактивного забруднення риб у цій же клітці протягом 19.06.2019 - 26.05.2020 рр. були використані 24 карасі сріблясті для вивчення виведення радіонуклідів при використанні додаткового «чистого» годування 26.05. - 27.10.2020 р. в оз. Глибоке.

2.3. Методи дослідження

Для визначення динаміки забруднення риби ^{137}Cs та ^{90}Sr у дві клітки, що тонуть і спираються на дно (1В і 2В), і дві плаваючі (1S і 2S) були поміщені карасі сріблясті із середньою масою 20 ± 2 г і довжиною $11,5 \pm 1,5$ см (рис. 1). Клітка – це дерев'яний каркас розміром $1 \times 1 \times 1$ м, обтягнутий пластиковою сіткою з розміром вічка

1 см. На клітках 1В і 1S були встановлені по дві автоматичні годівниці (Aqua Nova, Польща) для додаткового годування риб «чистим» кормом. Тонучий корм для вигодовування риби в промислових умовах «Nutra Olimpic» фірми Skretting норвезького виробництва з розміром гранул 1,2 мм (40 % протеїн, 8 % жир) та української фірми «Скалярія» для коропів і карасів (30 % протеїн, 10 % жир) з розміром гранул 3 мм був використаний у придонній клітці 1В, яка спиралась на дно. Корм автоматично подавався рибі два рази на добу о 12 і 18 год по 15 г (10 % від початкової маси риб щодня). В акваріумних експериментах було встановлено, що для аналогічних карасів сріблястих за температури води 22 - 26 °С максимальне дворазове добове споживання цього корму становило менше 2 % від їхньої маси [21].

З годівниці корм потрапляв через направляючу трубу довжиною 0,7 м на спеціальний піддон для запобігання його втрат через пластикову сітку дна клітки (див. рис. 1). На плаваючій клітці 1S, що не торкалася дна, у двох дублюючих годівницях використовувався плаваючий корм JBL ProPond Growth XS' (46 % протеїн, 10 % жир) та української фірми «Скалярія» (30 % протеїн, 10 % жир) для коропів і карасів (20 г у день, близько 7 % від маси риб). Верхня частина бічних стінок клітки на 30 см була закрита плівкою для запобігання втрат корму за межі клітки. У кожен годівницю щомісяця засипалося до 1000 г корму. У ході експерименту проводився контроль витрат корму.

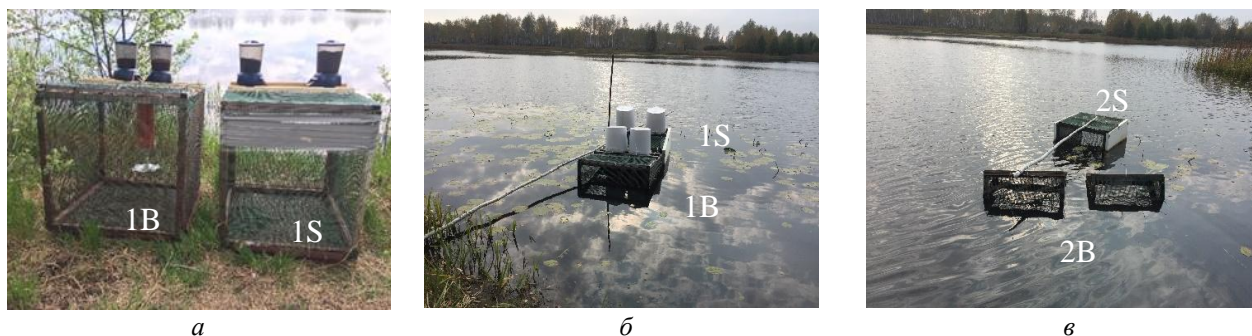


Рис. 1. Зовнішній вигляд кліток 1В і 1S (а) та їхнє розташування на оз. Глибоке (б – клітки 1В – ближня і 1S – дальня; в – клітки 2В – ближня і 2S – дальня).

Третя придонна клітка 2В, що спиралась на дно і четверта плаваюча клітка 2S були без годівниць та розмішувалися на відстані 20 - 30 м від кліток 1В і 1S. У цих клітках риба не отримувала додаткового «чистого» штучного корму і харчувалася тільки природним кормом з озера (див. рис. 1).

05.05.2020 р. в клітку 1В було поміщено 14 «чистих» карасів, а 26.05.2020 р. в інші 3 клітки було поміщено по 8 карасів (група риб 1S, 2В та 2S), попередньо забруднених в оз. Глибоке

(19.06.2019 - 26.05.2020 рр.) і по 7 «чистих» карасів (група риб 1S', 2В' та 2S') із вживленими в черевну порожнину чіпами (розміром 1 см) [16]. Чіпування використовувалось для ідентифікації цієї групи риб у ході експерименту (таблиця). Перед початком експерименту 26.05.2020 р. у 8 риб, які утримувались аналогічно групам риб 1S, 2В та 2S в одній клітці (19.06.2019 - 26.05.2020 рр.), були відібрані проби кісткової і м'язової тканин для лабораторних вимірювань вмісту радіонуклідів (див. таблицю).

**Середня маса та рівні радіоактивного забруднення карасів сріблястих
на початок експерименту**

| Клітка | Група риб | Кількість риб (n), шт. | Початок експерименту | Середня маса риб, г | Питома активність (WM), кБк·кг ⁻¹ | |
|--------|--------------|------------------------------|-------------------------|------------------------|--|---|
| | | | | | ^{90}Sr в кістковій тканині | ^{137}Cs в м'язовій тканині |
| 1В | 1В | 14 | 05.05.20 | 18 ± 3 | <0,01 | <0,01 |
| 1S | 1S | 8 | 26.05.20 | 23 ± 4 | 10 ± 3 ¹ | 4.0 ± 0,5 |
| | 1S' | 7 ² | 26.05.20 | 20 ± 4 | <0,01 | <0,01 |
| 2В | 2В | 8 | 26.05.20 | 20 ± 3 | 10 ± 3 ¹ | 4.0 ± 0,4 |
| | 2В' | 7 ² | 26.05.20 | 20 ± 3 | <0,01 | <0,01 |
| 2S | 2S | 8 | 26.05.20 | 21 ± 3 | 10 ± 3 ¹ | 3,5 ± 0,6 |
| | 2S' | 7 ² | 26.05.20 | 20 ± 3 | <0,01 | <0,01 |

¹ Вимірювання проводились у кістковій тканині 8 риб, які утримувались аналогічно групам риб 1S, 2В і 2S в одній клітці (19.06.2019 - 26.05.2020 рр.) для попереднього радіоактивного забруднення.

² Чіповані риби.

Після завершення експерименту 27.10.2020 р. для вимірювання активності ^{90}Sr і ^{137}Cs в рибі в лабораторних умовах у всіх риб був проведений відбір проб м'язових і кісткових тканин.

Придонні клітки 1В і 2В розташовувалися біля берега водойм на глибині 0,8 - 1,0 м (див. рис. 1). Відстань від дна озера до нижньої частини плаваючих кліток становила 0,3 - 1 м. Під час проведення експериментів у 2020 р. в оз. Глибоке спостерігався порівняно низький рівень води і смуга початкових високоактивних радіоактивних випадіння перебувала на березі на відстані 3 - 5 м від краю води.

Протягом проведення досліджень здійснювалися безперервні автоматичні вимірювання температури води за допомогою температурного логера Onset HOBO UA-001-64 Waterproof Pendant 64K (Onset Computer Corporation, USA), який розміщувався в центральній частині кліток.

2.4. Відбір зразків

Відбір зразків м'язової і кісткової тканин у попередньо забруднених 8 риб, які утримувалися аналогічно групам риб 1S, 2В та 2S в одній клітці (19.06.2019 - 26.05.2020 рр.), був проведений на початку експерименту 26.05.2020 р., а також у всіх риб у кінці експерименту 19.11.2019 р. У польових умовах визначалася маса і довжина кожної риби. Зразки води з озера для вимірювання вмісту радіонуклідів та хімічного складу води відбиралися одночасно з прижиттєвими вимірюваннями активності ^{137}Cs в рибі.

2.5. Вимірювання активності ^{90}Sr та ^{137}Cs

Прижиттєві вимірювання активності ^{137}Cs у різних групах риби проводили в польових умовах на створеній у 1992 р. піщаній лівобережній дамбі, у місці (51.466762°, 30.020235°), що характеризувалось мінімальним фоном гамма-

випромінювання. Активність ^{137}Cs у фоновому спектрі не перевищувала 2 Бк. Групи риб з кожної клітки до місця вимірювань перевозилися окремо в 50 л пластикових бочках і після вимірювання поверталася до відповідних кліток в оз. Глибоке. Для прижиттєвого вимірювання активності ^{137}Cs в живих рибах 7 або 8 риб з кожної групи поміщалися в ємність Марінелли об'ємом 1 л з «чистою» водою, сумарна маса якої доводилася до 1000 г. Вимірювання інтенсивності гамма-квантів у фотопіку повного поглинання (661,6 кеВ) проводилося протягом 600 - 1000 с на сцинтиляційному гамма-спектрометрі (СЕГ-05, АКП Україна) з пасивним 5-см свинцевим захистом. Багаторазові вимірювання однієї проби показали, що похибка вимірювань за рахунок різного положення риби в ємності Марінелли під час вимірювань не перевищувала 20 %. Після закінчення експерименту і вимірювання активності ^{137}Cs у зразках тканин риби була отримана кореляційна залежність між активністю ^{137}Cs в рибі та інтенсивністю гамма-квантів у фотопіку повного поглинання енергією 661,6 кеВ для кожної групи з 7 і 8 риб різної маси.

Вимірювання активності ^{137}Cs у зразках м'язової тканини риб і воді проводили в пластикових ємностях об'ємом 5 - 20 см³ і ємностях Марінелли об'ємом 1 л на низькофоновому гамма-спектрометричному комплексі з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) і детектором з високочистого германію GEM-30185 фірми "EG & G ORTEC" (США) з енергетичним розрізненням 1,78 кеВ по лінії ^{60}Co 1,33 МеВ у низькофоновому пасивному захисті. Мініально детектована активність ^{137}Cs 0,1 Бк.

Активність ^{90}Sr в кістковій тканині риб вимірювали після озолення їх у муфельній печі при температурі 550 °С прямим методом на бета-спектрометрі SEB-01-70 (АКП, Україна). Міні-

мально детектована активність ^{90}Sr в золі кісток на бета-спектрометрі 1 Бк. Зольність кісток карасів масою 5 - 40 г, що використовувалися в експерименті, становила $20 \pm 3 \%$ ($N = 35$). Перевірка точності вимірювань проводилася шляхом повторних вимірювань зразків за допомогою класичного радіохімічного аналізу [40], який також використовувався для води з оз. Глибоке.

Для вимірювання активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у відібраних зразках тканин риб використовували калібрувальні еталонні джерела з відомою активністю при тій же геометрії, а також для контролю якості вимірювань референтні зразки кісток риб (JSAC 0785).

Маса штучного корму вимірювалася на кухонних вагах з точністю до 1 г. Масу кожної риби визначали на початку експерименту, після кожного прижиттєвого вимірювання активності й перед відбором проб тканин риб з точністю 0,1 г. Зразки тканин риб перед вимірюванням активності радіонуклідів зважувалися на вагах KERN pfb (Німеччина) з точністю до 0,01 г і AXIS AD200 (Польща) з точністю до 0,001 г.

Усі результати вимірювання питомої активності радіонуклідів у тканинах риби приведені для природної вологості зразків (wet mass – WM).

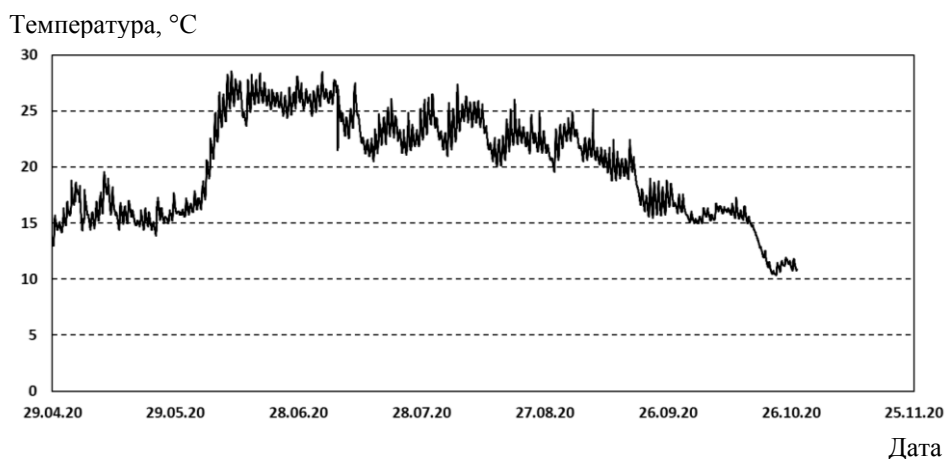
2.6. Статистичний аналіз даних

Для аналізу експериментальних даних – отримання середніх значень, стандартних відхилень і коефіцієнтів кореляції – використовувався стандартний набір інструментів MS Excel 2016 р. Достовірність відмінностей між вибірками аналізували за допомогою непараметричних критеріїв Манна - Уїтні і Крускала - Уолліса. На рисунках наведено середні значення \pm стандартне відхилення для семи і восьми зразків ($n = 7$ та 8). Статистична значущість установлена на рівні $p < 0,05$.

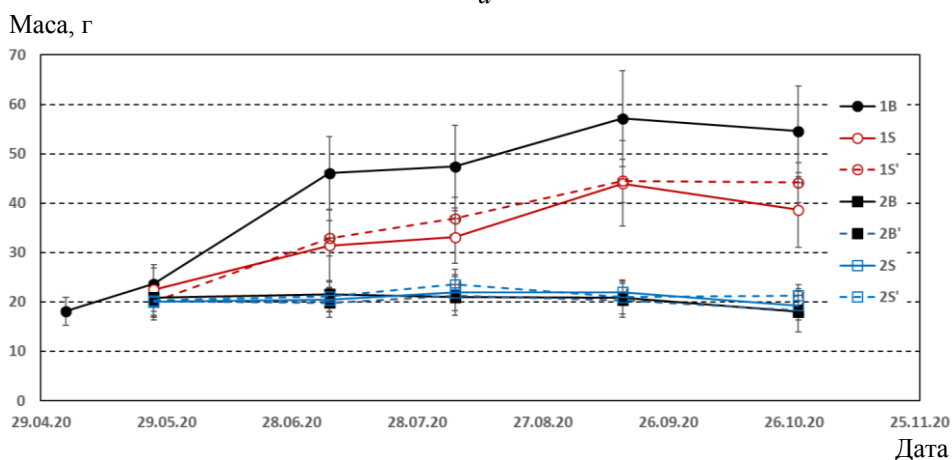
3. Результати та обговорення

3.1. Вода

Температура води в оз. Глибоке під час проведення експериментів влітку 2020 р. змінювалась від 10,4 до 28,6°C при середньому значенні 20 ± 5 °C (рис. 2, *a*). Цей температурний діапазон і пора року відповідає періоду інтенсивного живлення риб і більшого надходження в них радіонуклідів з кормом порівняно із зимою за температури менше 10 °C [16, 39].



a



b

Рис. 2. Зміна температури води (*a*) і середньої маси (\pm STD, $n = 7 - 14$, див. таблицю) карасів сріблястих (*b*) під час експерименту. (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

3.2. Маса риб

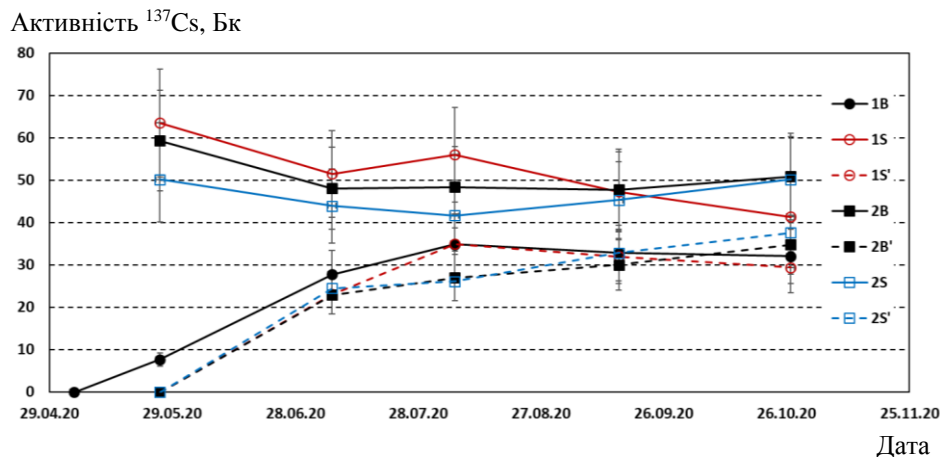
До кінця експерименту 27.10.2020 р. середня маса карасів сріблястих, які отримували разом з природним додатковий «чистий» тонучий корм з 05.05.2020 р. (клітка 1В) і плаваючий корм з 26.05.2020 р. (клітка 1S), достовірно збільшилась у $3,1 \pm 0,7$ і $2,0 \pm 0,5$ рази ($p < 0,001$) відповідно (див. рис. 2, б). При цьому в клітках 2В і 2S без додаткового годування середня маса риби, яка живилась тільки природним кормом, достовірно не змінилась.

До осені швидкість росту риби в клітках з додатковим «чистим» кормом сповільнювалась, що може бути пов'язано з різною активністю риб у різні сезони року та різними рівнями метаболізму при зміні температури води.

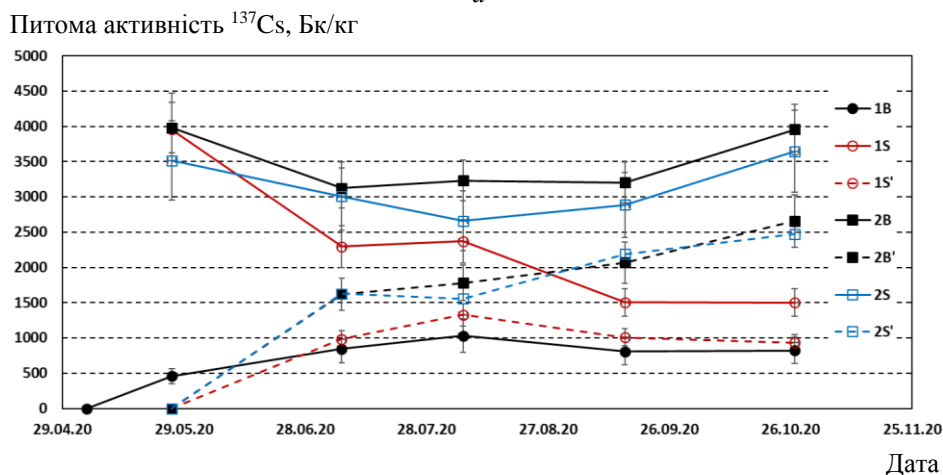
3.3. Динаміка надходження радіонуклідів у рибу

На рис. 3, а наведено динаміку середньої активності ^{137}Cs в рибі протягом експерименту з

додатковим «чистим» годуванням і без нього. У всіх «чистих» на початок експерименту групах риб (1В, 1S', 2В', 2S') незалежно від режиму годування та обумовленої цим зміни маси, а також можливості доступу риби до донних відкладень вміст ^{137}Cs монотонно збільшився до 30 - 40 Бк і практично досяг рівня попередньо радіоактивно забрудненої риби – 50 - 60 Бк. Вміст ^{137}Cs в радіоактивно забрудненій рибі, що не одержувала додатково «чистий» корм як у придонній (2В), так і плаваючій клітці (2S), за час експерименту достовірно не змінився і становив 50 ± 10 Бк. У плаваючій клітці з додатковим «чистим» кормом у радіоактивно забрудненій групі риб 1S спостерігалось виведення ^{137}Cs з організму, у результаті чого середня активність цього радіонукліда зменшилась за час експерименту в півтора рази з 64 ± 10 до 41 ± 8 Бк ($p < 0,001$). Це відповідає періоду біологічного напіввиведення ^{137}Cs з організму риб 230 ± 50 діб, що приблизно в 2 рази більше в порівнянні з випадком, коли риба живиться тільки «чистим» кормом [15, 21, 39].



а



б

Рис. 3. Динаміка середньої активності ^{137}Cs в рибі (а) і питомих активностей ^{137}Cs в м'язовій тканині (б) карасів сріблястих (середнє \pm SD, див. таблицю). (Див. кольоровий рисунок на сайті журналу.)

На рис. 3, б наведено динаміку середньої питомої активності ^{137}Cs у м'язовій тканині карасів сріблястих. У всіх «чистих» на початок експерименту групах риб, які отримували як тунучий (1В), так і плаваючий додатковий «чистий» корм (1S') за рахунок біологічного розведення (збільшення маси риб), питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині риб збільшилася до однаково мінімального рівня 820 ± 190 і 930 ± 110 Бк·кг⁻¹. При цьому питома активність у м'язовій тканині риб, які не отримували додатковий корм (2В' і 2S'), достовірно збільшилася до 2470 ± 105 і 2660 ± 360 Бк·кг⁻¹ ($p < 0,005$). Отже, радіологічна ефективність застосування додаткового «чистого» тунучого або плаваючого корму як з доступом, так і без доступу риби до донних відкладень достовірно не відрізнялась й обумовлена в основному біологічним розведенням за рахунок збільшення маси риб (див. рис. 2, б).

Питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині радіоактивно забруднених карасів сріблястих, які не отримували додатковий корм як у придонній (2В), так і плаваючій (2S) клітках за час експерименту достовірно не змінювалася (див. рис. 3, б). У плаваючій клітці з додатковим «чистим» кормом у радіоактивно забрудненій групі риб 1S спостерігалось достовірне зменшення питомої активності ^{137}Cs у м'язовій тканині в $2,6 \pm 0,3$ раза з 4,0 до

$1,5$ кБк·кг⁻¹ ($p < 0,001$) за рахунок виведення радіоцезію з організму і біологічного розведення. Це відповідає періоду біологічного напіввиведення ^{137}Cs з м'язової тканини риб 115 ± 25 діб. Отримана величина незначно перевищує період біологічного напіввиведення ^{137}Cs у випадку споживання рибою тільки «чистого» корму [21, 31, 40].

Ефективність застосування додаткових «чистих» кормів для риб може бути підвищена за рахунок застосування технологій, спрямованих на максимальне збільшення маси риб і мінімізацію споживання ними природних радіоактивно забруднених кормів, а також застосування спеціальних добавок у штучний корм – селективних сорбентів цезію, таких як фероцин (Берлінська лазур: $\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$) [18, 19, 42].

Застосування додаткового «чистого» корму призвело до збільшення маси і накопичення ^{90}Sr в кістковій тканині «чистих» на початок експерименту карасів сріблястих (групи 1В і 1S') порівняно з групами риб, які не отримували додатковий корм і маса яких практично не змінилася (групи 2В' і 2S') (див. рис. 2, б і 4). Такий ефект спостерігався нами також раніше через безпосереднє надходження ^{90}Sr до організму риб з води через зябра і шкіру, а не з кормом – паралельно зі збільшенням маси їхньої кісткової тканини [31].

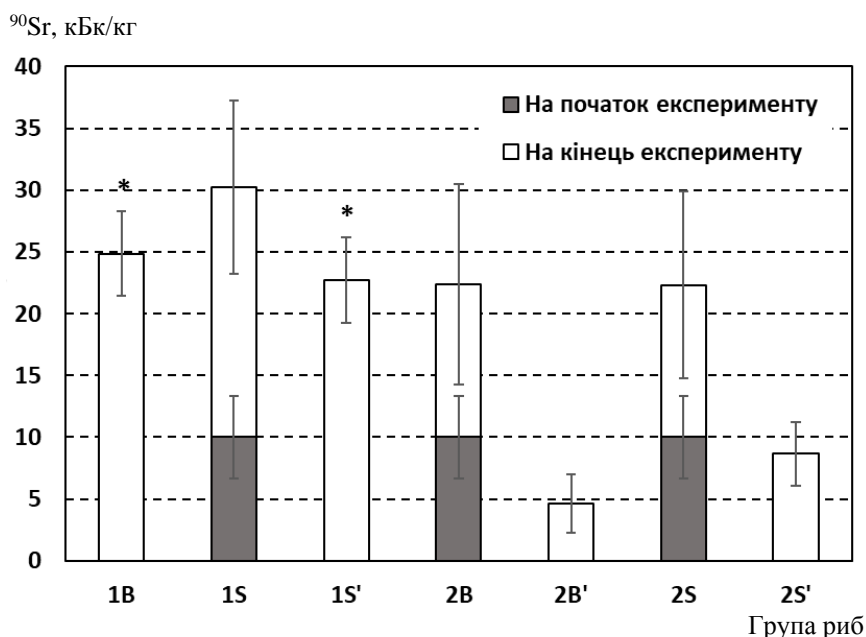


Рис. 4. Середні питомі активності ^{90}Sr в кістковій тканині карасів сріблястих, які отримували (1В, 1S, 1S') і не отримували (2В, 2В', 2S, 2S') додатковий «чистий» корм, на початок і кінець експерименту (середнє \pm SD, див. таблицю).

* Істотна відмінність від контрольної клітки 2В' і 2S' $p < 0,001$.

З травня по жовтень 2020 р. при застосуванні додаткового «чистого» годування питома активність ^{90}Sr в кістковій тканині «чистих» на початок експерименту риб (1В і 1S') виросла до 23 -

25 кБк·кг⁻¹, що всього у 2,6 раза нижче рівнів, типових для аборигенних риб – 63 ± 16 кБк·кг⁻¹. При цьому питома активність ^{90}Sr в кістковій тканині контрольних карасів (2В' і 2S'), які жи-

вилились тільки природним кормом, змінилась набагато менше – до $4,6 \pm 2,4$ і $8,7 \pm 2,6$ кБк·кг⁻¹ відповідно (див. рис. 4). На основі даних про питому активність ^{90}Sr в кістковій тканині карасів сріблястих можна оцінити питому активність усього тіла риби [8, 43], необхідну для порівняння з допустимими рівнями вмісту радіонуклідів у продуктах харчування [6, 13].

Те, що ^{90}Sr надходить у рибу в основному через зябра з води, а не з кормом, було показано в акваріумних експериментах ще близько 60 років тому [24, 26]. Дані про вплив температури води на швидкість надходження стронцію в рибу, отримані як в акваріумних експериментах [25], так і в природних умовах, також можуть бути пов'язані з впливом температури на швидкість росту кісткової тканини риби.

Як правило, людина споживає м'язові тканини риби, а не кістки. Коефіцієнт концентрування ^{90}Sr в м'ясі на два порядки нижче порівняно з кістковою тканиною і рибою в цілому [7, 31, 40]. Акваріумні експерименти показали, що стронцій у м'язовій тканині риби досягає рівноважного стану за кілька діб [26]. Також не спостерігалось відмінностей у питомій активності ^{90}Sr при застосуванні «чистого» годування і без нього [31]. У зв'язку з цим можна припустити, що ^{90}Sr буде виводитися з м'язової тканини риби на відміну від кісткової тканини досить швидко при витримці риби в чистій воді, що може бути ефективним контрзаходом. Однак це також вимагає експериментального підтвердження в природних умовах.

Отримані результати показали, що при садковому утриманні доступ риби до донних відкладень або його відсутність у місці розташування достовірно не впливає на її забруднення ^{90}Sr і ^{137}Cs . Зроблені в роботах [17, 20] висновки про менше забруднення риби при садковому утриманні, очевидно, обумовлені обмеженням доступу риби до найбільш радіоактивно забруднених ділянок водойм і глибинних донних відкладень.

4. Висновки

Експериментально в природних умовах ЧЗВ показано, що годування «чистими» кормами є

ефективним контрзаходом для зменшення радіоактивного забруднення $^{134,137}\text{Cs}$ м'язової тканини риби.

Отримані результати показали, що при садковому утриманні доступ або його відсутність до донних відкладень не впливають на забруднення риби ^{90}Sr і ^{137}Cs . Радіологічна ефективність застосування додаткового «чистого» тонучого або плаваючого корму як з доступом, так і без доступу риби до донних відкладень була однаковою і становила $2,9 \pm 0,4$ рази. Цей ефект спричинений в основному біологічним розведенням.

Уперше продемонстровано можливість виведення ^{137}Cs з організму риби з періодом напіввиведення 230 ± 50 діб при застосуванні додаткового «чистого» корму. При цьому за рахунок біологічного розведення біологічний період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у м'язовій тканині карасів сріблястих становив 115 ± 25 діб. Питома активність ^{137}Cs у м'язовій тканині з кінця травня по жовтень 2020 р. достовірно зменшилась у $2,6 \pm 0,3$ рази.

На відміну від ^{137}Cs застосування додаткового «чистого» годування призвело до значного (до 5 разів) збільшення питомої активності ^{90}Sr в кістковій тканині та тілі риби у порівнянні з контролем. Ріст активності ^{90}Sr в організмі пропорційний збільшенню маси кісткової тканини риби, в якій депонується основна частка цього радіонукліда.

Автори висловлюють подяку НУБіП України за підтримку цієї роботи в рамках теми № 110/1-пр-2019 «Встановлення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів в водоймах на основі метаболізму цезію та стронцію» і гранта СРЕА-2015/10108 Норвезького центру міжнародного співробітництва в галузі освіти» («The Norwegian Centre for International Cooperation in Education (SiU) “Joint Ukrainian-Norwegian education programme in Environmental Radioactivity”»). Ці дослідження також були частково підтримані в рамках проекту НФДУ № 93/02.2020 «Закономірності впливу хронічного іонізуючого випромінювання на референтні організми рослин і тварин в екосистемах Чорнобильської зони відчуження».

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Eds. L. Anspaugh and M. Balonov. Radiological Assessment Reports Series, IAEA, STI/PUB/1239 (IAEA, 2006) 166 p.
2. I.I. Kryshev. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 27(3) (1995) 207.
3. The Fukushima Daiichi accident. Technical Volume 4/5. Radiological Consequences. Vienna: International Atomic Energy Agency, STI/PUB/1710 (IAEA, 2015) 250 p.
4. T. Wada et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity* 164 (2016) 312.
5. T. Wada et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushi-

- ма. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
6. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
 7. D.I. Gudkov et al. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. *Hydrobiological Journal* 44(5) (2008) 87.
 8. Д.И. Гудков и др. Современные уровни и динамика радионуклидного загрязнения компонентов водных экосистем в чернобыльской зоне отчуждения. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 3-4(64) (2015) 149.
 9. А.Е. Каглян и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб чернобыльской зоны отчуждения. *Ядерна фізика та енергетика*. 13(3) (2012) 306.
 10. Н.А. Ненашев и др. Накопление ^{137}Cs ихтиофауной различных водоемов ПГРЭЗ. Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. В кн.: Сб. науч. тр., посвящ. 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Под общ. ред. Ю. И. Бондаря (Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии», 2013) 353 с.
 11. Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко. Зависимость коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. *Радиационная биология. Радиоэкология* 51(3) (2011) 374.
 12. Ю.В. Хомутинин и др. Прогноз динамики и риска превышения допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе Киевского водохранилища на поздней фазе Чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиоэкология* 53(4) (2013) 411.
 13. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006.
 14. M.E. Haque et al. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. *Journal of Environmental Radioactivity* 172 (2017) 191.
 15. O. Kashparova et al. Excretion of ^{137}Cs from silver prussian carp (*Carassius Gibelio*) at 5 °C water temperature. *Наук. доп. НУБіП України* 4(86) (2020) 1.
 16. H.-C. Teien et al. 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* 786 (2021) 147280.
 17. М.Я. Чеботина и др. *Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища* (Свердловск: УрО АН СССР, 1992) 77 с.
 18. S.V. Fesenko et al. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. *Journal of Radiological Protection* 26 (2006) 351.
 19. S.V. Fesenko et al. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. *Science of The Total Environment* 383(1) (2007) 1.
 20. О.Л. Зарубин. Влияние доступности корма на накопление ^{137}Cs рыбами в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС. *Гидробиологический журнал* 41(2) (2005) 58.
 21. Е.В. Кашпарова и др. Динамика выведения ^{137}Cs из организма серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды. *Ядерна фізика та енергетика* 20(4) (2019) 411.
 22. Г.Д. Лебедева. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой. *Радиобиология* 6(4) (1966) 556.
 23. J.T. Smith et al. Application of potassium chloride to a Chernobyl – contaminated lake: modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish. *The Science of the Total Environment* 305 (2003) 217.
 24. I. L. Ophel, J.M. Judd. Absorption of Radiostrontium by the Gills of Freshwater Fish. *Nature* 94 (1962) 1187.
 25. I.L. Ophel, J.M. Judd. Experimental studies of radiostrontium accumulation in freshwater fish from food and water. In: *Radioecological Concentration Processes*. Eds. V. Aberg, F. Hungate (Oxford: Pergamon Press, 1967) p. 859.
 26. Г.Д. Лебедева. Основные пути миграции стронция-89 в организм бентосоядной рыбы в условиях пресного водоема. *Радиобиология* 2(1) (1962) 43.
 27. M.J. Chowdhury, R. Blust. A mechanistic model for the uptake of waterborne strontium in the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 669.
 28. А.И. Kryshev. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity* 64 (2003) 67.
 29. А.И. Крышев, И.Н. Рябов. Модель расчета загрязнения рыб ^{137}Cs и ее применение для озера Кожановского (Брянская область). *Радиационная биология. Радиоэкология* 45(3) (2005) 338.
 30. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers: Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 502.
 31. O. Kashparova 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).
 32. Г.Д. Лебедева. Накопление ^{90}Sr и ^{32}P пресноводной рыбой при различном солевом составе воды. В кн.: *Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии*. Сб. статей (Москва: Наука, 1964) с. 65.
 33. I. Outola, M. Rask. Effect of liming on the behaviour of ^{90}Sr and ^{137}Cs in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 780.
 34. А.Ye. Kaglyan et al. Fish of the Chernobyl Exclusion Zone: Modern Levels of Radionuclide Conta-

- mination and Radiation Doses. *Hydrobiological Journal* 55(5) (2019) 81.
35. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data* 10 (2018) 339.
 36. V. Kashparov et al. Spatial radionuclide deposition data from the 60 km radial area around the Chernobyl Nuclear Power Plant: results from a sampling survey in 1987. *Earth System Science Data* 12 (2020) 1861.
 37. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (1) (2018) 101.
 38. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 106025.
 39. Е.В. Кашпарова и др. Динамика поступления ^{137}Cs из воды в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*). *Ядерная физика та енергетика* 21(1) (2020) 64.
 40. О.В. Кашпарова та ін. Виведення ^{137}Cs з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різних температурах води в реальних умовах Чорнобильської зони відчуження. *Наук. доп. НУБіП України* 6(88) (2020).
 41. Ф.И. Павлоцкая. Основные принципы радиохимического анализа объектов окружающей среды и методы определения радионуклидов стронция и трансураниевых элементов. *Журнал аналитической химии* 52(2) (1997) 126.
 42. 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. (IAEA, 1997).
 43. T.L. Yankovich et al. Whole-body to tissue concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. *Radiation and Environmental Biophysics* 49 (2010) 549.

**P. M. Pavlenko^{1,*}, O. V. Kashparova^{1,2}, S. Ye. Levchuk¹,
M. O. Hrechaniuk¹, I. M. Gudkov¹, V. O. Kashparov^{1,2}**

¹ Ukrainian Institute of Agricultural Radiology,

National University of Life and Environment Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

² Center for Environmental Radioactivity, Faculty of Environmental Sciences
and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway

*Corresponding author: polina.pavlenko97@gmail.com

EFFECT OF ADDITIONAL “CLEAN” FEEDING ON ^{90}Sr AND ^{137}Cs CONTENT IN PRUSSIAN CARP (*CARASSIUS GIBELIO*) IN THE CHORNOBYL EXCLUSION ZONE

Under natural conditions, in one of the most radioactively contaminated water bodies of the Chernobyl exclusion zone, lake Glyboke in 2020, experimental studies were carried out to assess the effectiveness of the use of additional “clean” feeding to reduce the levels of radioactive contamination of ^{90}Sr and ^{137}Cs in fish. The radiological efficiency of decreasing the ^{137}Cs intake into the muscle tissue of fish with the use of additional “clean” feeding, mainly due to biological dilution, was 2.9 ± 0.4 times. The biological half-life of ^{137}Cs in the muscle tissue of radioactively contaminated fish was 115 ± 25 days with the consumption of natural and additional “clean” food, which is approximately 2 times longer compared to the case when the fish consumes only clean food. In contrast to ^{137}Cs , using additional “clean” feeding led to an increase of ^{90}Sr content in the fish organism as compared to the control (up to 5 times) in proportion to the relative increase in the mass of fishbone tissue, which contains the bulk of strontium.

Keywords: ^{90}Sr , ^{137}Cs , *Carassius gibelio*, Chernobyl accident, radioactive contamination, permissible levels.

REFERENCES

1. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’, Eds. L. Anspaugh and M. Balonov. Radiological Assessment Reports Series, IAEA, STI/PUB/1239 (IAEA, 2006) 166 p.
2. I.I. Kryshev. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 27(3) (1995) 207.
3. The Fukushima Daiichi accident. Technical Volume 4/5. Radiological Consequences. Vienna: International Atomic Energy Agency, STI/PUB/1710 (IAEA, 2015) 250 p.
4. T. Wada et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity* 164 (2016) 312.
5. T. Wada et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
6. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
7. D.I. Gudkov et al. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. *Hydrobiological Journal* 44(5) (2008) 87.

8. D.I. Gudkov et al. Current levels and dynamics of radionuclide contamination of the components of aquatic ecosystems in the Chernobyl exclusion zone. *Naukovi Zapysky of Ternopil National Pedagogical University. Ser. Biology* 3-4 (64) (2015) 149. (Rus)
9. A.Ye. Kaglyan et al. Radionuclides in the indigenous fish species of the Chernobyl exclusion zone. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 13(3) (2012) 306. (Rus)
10. N.A. Nenashev et al. Accumulation of ^{137}Cs by the ichthyofauna of various reservoirs of PGREZ. Ecosystems and radiation: Aspects of existence and development. In: *Sbornik Nauchnykh Trudov dedicated to the 25th anniversary of the Polesky State Radiation and Ecological Reserve*. Ed. Yu. I. Bondar (Minsk: Belarusian Branch of the Russian Belarusian Information Center, Republican Scientific Research Unitary Enterprise "Institute of Radiology" (2013) 353 p. (Rus)
11. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, A. V. Kuzmenko. Dependences of ^{137}Cs and ^{90}Sr Concentration Ratios in Fish on the Potassium and Calcium Concentrations in the Freshwater Reservoir. *Radiation Biology. Radioecology* 51(3) (2011) 374. (Rus)
12. Yu.V. Khomutinin et al. Prognosis of dynamics and risk of exceeding permissible levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr contents in fish in the Kiev reservoir at the late phase of the Chernobyl accident. *Radiation Biology. Radioecology* 53(4) (2013) 411. (Rus)
13. [Permissible levels of \$^{137}\text{Cs}\$ and \$^{90}\text{Sr}\$ radionuclides in food and drinking water \(PL-2006\)](#). Hygienic Standard HS ГН 6.6.1.1-130-2006. Ministry of Health of Ukraine. Order No. 256 of 3 May 2006. (Ukr)
14. M.E Haque et al. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. *Journal of Environmental Radioactivity* 172 (2017) 191.
15. O. Kashparova et al. Excretion of ^{137}Cs from silver prussian carp (*Carassius gibelio*) at 5 °C water temperature. *Scientific Reports of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine* 4(86) (2020) 1.
16. H.-C. Teien et al. 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* 786 (2021) 147280.
17. M.Ya. Chebotina et al. *Radioecological Studies of the Beloyarsk Reservoir* (Sverdlovsk: Ural Branch of the USSR Academy of Sciences, 1992) 77 p. (Rus)
18. S.V. Fesenko et al. Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. *Journal of Radiological Protections* 26 (2006) 351.
19. S.V. Fesenko et al. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. *Science of The Total Environment* 383(1) (2007) 1.
20. O.L. Zarubin. Influence of food availability on ^{137}Cs accumulation by fish in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power plant. *Hydrobiological Journal* 41(2) (2005) 58. (Rus)
21. E.V. Kashparova et al. Dynamics of the ^{137}Cs excretion from Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 20(4) (2019) 411. (Rus)
22. G.D. Lebedeva. The effect of various salt composition of water on the accumulation and elimination of cesium-137 by freshwater fish. *Radiobiology* 6(4) (1966) 556. (Rus)
23. J.T. Smith et al. Application of potassium chloride to a Chernobyl – contaminated lake: modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish. *The Science of the Total Environment* 305 (2003) 217.
24. I.L. Ophel, J.M. Judd. Absorption of Radiostrontium by the Gills of Freshwater Fish. *Nature* 94 (1962) 1187.
25. I.L. Ophel, J.M. Judd. Experimental studies of radiostrontium accumulation in freshwater fish from food and water. In: *Radioecological Concentration Processes*. Eds. B. Aberg, F. Hungate (Oxford: Pergamon Press, 1967) p. 859.
26. G.D. Lebedeva. The main migration routes of strontium-89 in the organisms of benthic-eating fish in a freshwater body. *Radiobiology* 2(1) (1962) 43. (Rus)
27. M.J. Chowdhury, R. Blust. A mechanistic model for the uptake of waterborne strontium in the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 669.
28. A.I. Kryshev. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *J. Environ. Radioact.* 64 (2003) 67.
29. A.I. Kryshev, I.N. Ryabov. Calculation model of fish contamination by ^{137}Cs and its application for Lake Kozhanovsky (Bryansk region). *Radiation Biology. Radioecology* 45(3) (2005) 338. (Rus)
30. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers: Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 502.
31. O. Kashparova 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).
32. G.D. Lebedeva. Accumulation of ^{90}Sr and ^{32}P by freshwater fish with different salt composition of water. In: *Radioactive Isotopes in Hydrobiology and Methods of Sanitary Hydrobiology*. Digest of articles (Moscow: Nauka, 1964) p. 65. (Rus)
33. I. Outola, M. Rask. Effect of liming on the behaviour of ^{90}Sr and ^{137}Cs in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 780.
34. A.Ye. Kaglyan et al. Fish of the Chernobyl Exclusion Zone: Modern Levels of Radionuclide Contamination and Radiation Doses. *Hydrobiological Journal* 55(5) (2019) 81.
35. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data* 10 (2018) 339.

36. V. Kashparov et al. Spatial radionuclide deposition data from the 60 km radial area around the Chernobyl Nuclear Power Plant: results from a sampling survey in 1987. *Earth System Science Data* 12 (2020) 1861.
37. B. Salbu et al. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (1) (2018) 101.
38. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 106025.
39. E.V. Kashparova et al. Dynamics of ^{137}Cs from water to Prussian carp (*Carassius gibelio*). *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 21(1) (2020) 64. (Rus)
40. O.V. Kashparova et al. The excretion of ^{137}Cs from Silver prussian carp (*Carassius gibelio*) with different water temperature under nature conditions in the Chernobyl exclusion zone. *Scientific Reports of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine* 6(88) (2020). (Ukr)
41. F.I. Pavlitskaya. Basic principles of radiochemical analysis of environmental objects and methods for determination of strontium radionuclides and transuranium elements. *Journal of Analytical Chemistry* 52(2) (1997) 126. (Rus)
42. 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. (IAEA, 1997).
43. T.L. Yankovich et al. Whole-body to tissue concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. *Radiation and Environmental Biophysics* 49 (2010) 549.

Надійшла/Received 23.02.2021