

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

**ПАВЛЕНКО ПОЛІНА МАКСИМІВНА**

УДК 504:597.2/.5: 616-001.28:001.89

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА РОЗРОБКА ЗАХОДІВ ЩОДО  
ЗМЕНШЕННЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РИБИ  $^{90}\text{Sr}$  ТА  
 $^{137}\text{Cs}$**

Спеціальність 091 – Біологія  
Галузь знань 09 – Біологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ П. М. Павленко

Науковий керівник  
**ЛАЗАРСВ Микола Михайлович**  
кандидат біологічних наук,  
доцент

Київ — 2024

## АНОТАЦІЯ

**Павленко П.М** Наукове обґрунтування та розробка заходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ . – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 «Біологія». Національний університет біоресурсів і природокористування України. Київ. 2024.

Робота виконана і проведена на базі Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології і кафедри загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності факультету захисту рослин, біотехнологій та екології Національного університету біоресурсів і природокористування України.

Дисертаційна робота присвячена обґрунтуванню та розробці захисних заходів задля зменшення радіоактивного забруднення прісноводної риби  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  при попередньому науковому обґрунтуванні даних заходів. Зокрема дослідження включали в себе експеримент з відгодівлі риб «чистим» кормом з додаванням у суміш з якої був виготовлений корм сполуки залізо-гексаціаноферат калію (KF<sub>6</sub>CF) з хімічною формулою  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  та експеримент з переміщення аборигенної радіоактивно забрудненої риби в чисту воду задля тестування контрзаходу для зменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в рибі. Вище перелічені експерименти проводились безпосередньо в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, а саме озерах Глибоке та Старуха. Лабораторні експерименти включали в себе серії акваріумних дослідів з вивчення динаміки надходження  $^{90}\text{Sr}$  в організм риб за різної температури води та режимів штучної годівлі та експеримент з кулінарної обробки тканин риб з подальшим визначення коефіцієнту переробки.

На тлі повномасштабного вторгнення Росії в Україну та подальшої окупації Запорізької та Чорнобильської атомних станції, а також супутніх ядерних об'єктів, таких як сховища відпрацьованого ядерного палива, гостро постали питання радіаційної безпеки при ядерних аваріях та після використання ядерної зброї.

Після аварії на Чорнобильській АЕС були розроблені та успішно впроваджені численні контрзаходи у сільському господарстві, зокрема у тваринництві. Не дивлячись на те, що заходи щодо наземних тварин були вкрай ефективні, жодних заходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби, окрім заборони та обмеження споживання, не було впроваджено, а ті заходи, які розроблялись на певному етапі були визнані неефективними, трудомісткими або економічно не вигідними.

Було виявлено, що після Чорнобильської аварії, при радіоактивному забрудненні водних об'єктів, у деяких населених пунктах внутрішня доза опромінення людини від споживання риби перевищувала зовнішню дозу опромінення. В таких випадках застосування контрзаходів для зменшення радіоактивного забруднення риби є надважливим для радіаційного захисту населення.

Так, в Україні, відповідно до вимог державних санітарно-гігієнічних нормативів, вміст  $^{137}\text{Cs}$  у питній воді встановлено на рівні  $2 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ , а для риби та рибних продуктів  $150 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  (ДР-2006). Попри це, при рівнях забруднення води нижче за допустимі, вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі може перевищувати значення допустимих рівнів забруднення риби радіоактивним цезієм навіть на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії, але знаходяться поза Чорнобильської зони відчуження.

Розробка контрзаходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби неможлива без вивчення і дослідження закономірностей надходження та виведення радіонуклідів з організму риб, та факторів, що на це впливають.

Вперше у світі, проведені нами дослідження із застосуванням корму з додаванням залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF) показали, що чистий корм без нього знижував питому активність <sup>137</sup>Cs у м'язах у 2,6±0,3 рази влітку, завдяки підвищеному приросту маси (у 2,6±0,2 рази) та подальшому біорозведенню. Застосування додаткового чистого корму, що містив 0,1 % або 1 % KF<sub>6</sub>CF, призвело до додаткового зниження вмісту <sup>137</sup>Cs у тканинах риб у 2,7±0,9 та 4,4±0,3 рази, відповідно, порівняно з рибами без додаткового чистого корму та з додатковим чистим кормом без KF<sub>6</sub>CF. З урахуванням біорозведення радіологічна ефективність (коефіцієнт зменшення) застосування додаткового чистого корму, що містив 0,1 % та 1 % KF<sub>6</sub>CF, для зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині риб становила 7–16 та 12–27 разів, відповідно, порівняно з контрольними групами без додаткового чистого корму. Однак, накопичення <sup>90</sup>Sr у кістковій тканині риб, у порівнянні з контролем, зростало внаслідок додавання чистого корму, що супроводжувалося також збільшенням маси риб і зростанням надходження <sup>90</sup>Sr безпосередньо з води. На відміну від <sup>137</sup>Cs, додаткове годування чистим кормом з KF<sub>6</sub>CF не впливало на надходження <sup>90</sup>Sr.

Результати експерименту з утриманням аборигенних риб з радіоактивно забрудненого озера Глибоке, що розташоване у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ), у "чистій" воді озера Старуха протягом 45 діб показали, що такий контрзахід не призводить до достовірного зниження вмісту <sup>90</sup>Sr як у кістковій, так і в м'язовій тканині риб. В той же час, спостерігається зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині лина ( $T_{1/2} = 160 \pm 40$  діб). Тож даний підхід визнається неефективним як контрзахід для зменшення забруднення риби <sup>90</sup>Sr. Однак, можна стверджувати, що очищення риби від <sup>90</sup>Sr, шляхом її переведення на утримання в "чисту" воду, може бути ефективним лише тоді, коли риба

перебувала короткий проміжок часу в радіоактивно забрудненій водоймі, що було підтверджено у лабораторних експериментах.

Проведення лабораторних акваріумних експериментів у контрольованих умовах при різній температурі води (5–27°C) та раціоні (корм 0–1,5% від маси риби на добу) дозволила підтвердити достовірність висновків про основні шляхи надходження  $^{90}\text{Sr}$ , параметри метаболізму, які були отримані в реальних умовах ЧЗВ для карася сріблястого (*Carassius gibelio*).

Мінімальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  в кісткову тканину риб ( $\sim 0,055$  доба $^{-1}$ ) була при найнижчій температурі води 5°C при мінімальному раціоні (0,15% від маси риби на добу). Максимальна швидкість поглинання  $^{90}\text{Sr}$  кістковою тканиною карася сріблястого становила  $1,5 \pm 0,2$  доба $^{-1}$  при температурі  $27 \pm 1$ °C за максимальної годівлі (1,5% від маси риби на добу). Це добре узгоджується зі швидкістю надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину карася сріблястого в природних умовах ЧЗВ, яка дорівнює 1,4–1,6 доба $^{-1}$  при температурі води вище 19°C і лише 0,08–0,2 доба $^{-1}$  в сезон з температурою води нижче 7°C.

Біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині карася сріблястого за температури води  $22 \pm 1$ °C та  $25 \pm 1$ °C і добовому споживанні корму 0,5% від маси риби становив  $T_{1/2} = 50$ –160 діб після перебування у забрудненій воді протягом 60 днів, що узгоджується з аналогічними акваріумними експериментами, однак швидкість виведення  $^{90}\text{Sr}$  з кісткової та м'язової тканини аборигенних риб з природних високо забруднених водойм становить  $> 500$ –1000 діб.

Результати досліджень з кулінарної обробки риби показали, що коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні кісткової тканини лина, безпосередньо після вилову з озера Глибоке, для приготування бульйону становили  $0,0066 \pm 0,0024$ , а після утримання риби протягом 45 діб у "чистій"

воді озера Старуха –  $0,0014 \pm 0,0005$  відповідно. Хоча спостерігалось незначне зниження переходу  $^{90}\text{Sr}$  з кісток у воду при варінні після попереднього утримання риби в чистій воді, можливо, за рахунок утворення нової "чистої" кісткової тканини, коефіцієнти утримання при переробці статистично достовірно не відрізнялися ( $p > 0,05$ ).

Визначені коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні бульйону з кісткової тканини лина із озера Глибоке становили менше 0,01, що вказує на необхідність перегляду допустимих рівнів вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в рибі та рибних продуктах і встановлення таких рівнів тільки для тієї частини риби, що споживається.

**Ключові слова:**  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , *Carassius gibelio*, Тінца Тінца, контрзахід, радіологічна ефективність, коефіцієнт утримання при переробці, радіоактивне забруднення, Чорнобильська аварія

## ANNOTATION

***Pavlenko P.M. Scientific substantiation and development of measures to reduce radioactive contamination of fish by  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  – Qualification scientific work on the rights of a manuscript.***

Thesis for obtaining the PhD degree in Biology according to the specialty 091 "Biology". National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Kyiv. 2024.

The work was conducted in Ukrainian Institute of Agricultural Radiology (UIAR of NULES of Ukraine) and Department of General Ecology, Radiobiology and Life Safety, Faculty of Plant Protection, Biotechnology and Ecology of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine.

The dissertation is devoted to the testing of measures to reduce radioactive contamination of freshwater fish with  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  with preliminary scientific substantiation of these measures. The research included an experiment on feeding

fish with "clean" feed with the addition of a special cesium-adsorbing compound (potassium iron hexacyanoferrate – KFCF) of Prussian blue to the mixture from which the feed was made and an experiment on transferring and keeping native radioactively contaminated fish to clean water to test a countermeasure to reduce the content of  $^{90}\text{Sr}$  in fish. The above mentioned experiments were conducted directly in the natural conditions of the Chernobyl Exclusion Zone, namely in the lakes Glubokoye and Starukha. Laboratory experiments included a series of aquarium experiments to study the dynamics of uptake of  $^{90}\text{Sr}$  into fish organism at different water temperatures and feeding regimes and an experiment involving the culinary processing of fish tissues with subsequent determination of the processing retention factor.

The full-scale invasion in Ukraine by Russia and subsequent occupation of Zaporizhzhya and Chernobyl nuclear power plants, as well as related nuclear facilities, such as spent fuel storage facilities, have raised the issue of radiation safety in the event of nuclear accidents and after the use of nuclear weapons.

After the Chernobyl accident, numerous countermeasures were developed and successfully implemented in agriculture, including feeding "clean" feed and the use of special adsorbing additives to the diet of livestock. Despite the fact that measures for terrestrial animals (cattle and poultry) have been extremely effective, no measures to reduce radioactive contamination of fish, other than banning and restricting consumption, have been implemented, and those that were developed at some stage were considered to be ineffective, time-consuming or economically unprofitable.

As soon as, it was found that the internal dose of human exposure from fish consumption exceeded the external dose in some settlements contaminated with radioactive material after the Chernobyl accident. In such cases, the application of countermeasures to reduce radioactive contamination of fish is crucial for radiation protection of the population.

For instance, in Ukraine, in accordance with the requirements of the state sanitary and hygienic standards, the content of  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water is established at  $2 \text{ Bq l}^{-1}$ , and for fish and fish products –  $150 \text{ Bq l}^{-1}$  (PL-2006). Nevertheless, in case of water contamination levels below the permissible levels, the content of  $^{137}\text{Cs}$  in fish may exceed the permissible levels of radioactive cesium contamination in fish even in the areas affected by radioactive contamination after the Chernobyl accident, but situated outside the Chernobyl Exclusion Zone.

The development of countermeasures to reduce radioactive contamination of fish is impossible without studying and investigating the patterns of uptake and excretion of radionuclides from fish and the factors that affect these processes.

The research performed with the use of feed with the addition of potassium ferrous hexacyanoferrate (KFCF) showed that clean feed without KFCF reduced the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in muscles by  $2.6 \pm 0.3$  times in summer, due to increased weight gain ( $2.6 \pm 0.2$  times) and further biodilution. The use of additional clean feed containing 0.1 % or 1 % KFCF resulted in an additional decrease of the  $^{137}\text{Cs}$  content in fish tissues by  $2.7 \pm 0.9$  and  $4.4 \pm 0.3$  times, respectively, compared to fish without additional clean feed and with additional clean feed without KFCF. Taking into account biodilution, the radiological efficiency (reduction factor) of the use of supplemental clean feed containing 0.1 % and 1 % KFCF to reduce the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in fish muscle tissue were 7-16 and 12-27 times, respectively, compared to control groups without supplemental clean feed. In contrast to  $^{137}\text{Cs}$ , additional feeding with clean feed with KFCF did not affect the intake of  $^{90}\text{Sr}$ . However, compared to the control, the accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  in fish bone tissue increased due to the addition of clean feed, which was accompanied by an increase in fish weight and  $^{90}\text{Sr}$  uptake directly from water.



The results of the experiment when native fish from the radioactively contaminated Lake Glybokoye were kept in the "clean" water of Lake Starukha for 45 days showed that such countermeasure did not lead to a significant decrease in the  $^{90}\text{Sr}$  content in both bone and muscle tissue of fish. At the same time, a decrease in the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the muscle tissue of tench was observed ( $T_{1/2} = 160 \pm 40$  days). Therefore, this countermeasure was considered ineffective for reduction fish contamination with radiostrontium. However, it can be discussed that purification of fish from radiostrontium by transferring them to "clean" water can be effective only when the fish have been exposed to short-term radioactive contamination, that has been confirmed in laboratory experiments.

Laboratory aquarium experiments under controlled conditions at different water temperatures (5-27°C) and diets (0-1.5% of feed by weight of fish per day) made it possible to confirm the accuracy of the conclusions, the main ways of  $^{90}\text{Sr}$  uptake, and metabolic parameters obtained in real conditions of the ChEZ for silver prussian carp (*Carassius gibelio*).

The minimum uptake rate of  $^{90}\text{Sr}$  into fish bone tissue ( $\sim 0.055 \text{ day}^{-1}$ ) was observed at the lowest water temperature of 5°C with a minimum daily uptake of 0.15% of fish weight. The maximum rate of  $^{90}\text{Sr}$  uptake by silver prussian carp bone tissue was  $1.5 \pm 0.2 \text{ day}^{-1}$  at  $27 \pm 1^\circ\text{C}$  with maximum feeding (1.5%). This corresponds well with the rate of  $^{90}\text{Sr}$  uptake into the bone tissue of silver prussian carp in the natural conditions of the ChEZ, which is 1.4-1.6  $\text{day}^{-1}$  at water temperatures above 19°C and only 0.08-0.2  $\text{day}^{-1}$  in the season with water temperatures below 7°C.

The biological half-life of  $^{90}\text{Sr}$  activity concentration in the bone tissue of silver prussian carp at water temperatures of  $22 \pm 1^\circ\text{C}$  and  $25 \pm 1^\circ\text{C}$  and daily feed consumption of 0.5% of fish weight was  $T_{1/2} = 50-160$  days after short-term contamination for 60 days, which is consistent with similar aquarium experiments,

but contradicts the rate of  $^{90}\text{Sr}$  removal from bone and muscle tissue of native fish from natural highly contaminated water bodies > 500 - 1000 days.

The results of the fish culinary processing experiment showed that the processing retention factor of  $^{90}\text{Sr}$  during cooking of tench bone tissue for broth preparation were  $0.0066 \pm 0.0024$  after catching from Lake Glybokoye and  $0.0014 \pm 0.0005$  after keeping fish for 45 days in the "clean" water of Lake Starukha. Although there was a slight decrease in the transfer of  $^{90}\text{Sr}$  from bone to water during cooking after preliminary keeping fish in clean water, possibly due to the formation of new "clean" bone tissue, the processing retention factor during processing were not statistically significantly different ( $p > 0.05$ ).

The determined retention factors of  $^{90}\text{Sr}$  in broth from bone tissue of tench from Lake Glubokoe were less than 0.01 and showed that it is necessary to revise the permissible levels of  $^{90}\text{Sr}$  in fish and fish products and set such levels only for the part of the fish that is consumed.

**Keywords:**  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , *Carassius gibelio*, *Tinca tinca*, countermeasure, radiological efficiency, processing retention factor, radioactive contamination, Chernobyl accident

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у періодичних наукових виданнях,  
включених до категорії «А» Переліку наукових фахових видань України  
та/або у закордонних виданнях, проіндексованих у базах даних  
Scopus та/або Web of Science Core Collection

1. Павленко П. М., Кашпарова О. В., Левчук С. Є., Гречанюк М. О., Гудков І. М., Кашпаров В. О. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) у Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. Вип. 22 (3) С. 272–283

*(Павленко П. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків тканин карасів сріблястих, здійснено підготовку зразків риби до вимірювання, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$  та подальше вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів та визначення впливу чистого годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Кашпаровою О. В. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Левчуком С. Є. підготовлено інфраструктуру для проведення дослідження, проведено калібрування спектрометрів, вимірювання зразків, здійснено аналіз отриманих результатів та визначено вплив чистого годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Гречанюком М. О. проведено відбір та вимірювання зразків. Гудковим І. М. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності. Кашпаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*

2. Kashparova O. V., Levchuk S. E., Khomutinin Yu. V., **Pavlenko P. M.**, Hrechaniuk M. O., Kashparov V. O. The uptake and excretion rate of  $^{137}\text{Cs}$  from the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different feeding routine. Nuclear Physics and Atomic Energy. 2022. Vol. 23 (1). P. 57–63. *(Kashparova O. V. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, взято участь в написанні та підготовці статті до друку відповідно до вимог видання. Levchuk S. E. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Khomutinin Yu. V.*

проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Pavlenko P. M. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Hrechaniuk M. O. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Kashparov V. O. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

3. **Pavlenko P.**, Kashparova O., Teien H.-C., Salbu B., Eide D. M., Oughton D. H., Hrechaniuk M., Levchuk S., Lazarev N., Kashparov V. Prussian Blue to reduce radiocaesium accumulation in fish in lakes affected by the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2023.Vol. 270. 107282. (Pavlenko P. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічного виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Kashparova O. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Teien H.-C. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті. Salbu B. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів. Eide D. M. проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Oughton D. H. проведено аналіз результатів, редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. Hrechaniuk M. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків. Levchuk S. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих

результатів, статистичну обробку отриманих даних. Lazarev N. здійснено підготовку до проведення дослідження. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь у написанні статті).

4. Kashparova O., Teien H.-C., **Pavlenko P.**, Salbu B., Eide D. M., Levchuk S., Jensen K. A., Protsak V., Hrechaniuk M., Kashparov V. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. Journal of Environmental Radioactivity. 2023. Vol. 258. 107091. (Kashparova O. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено та написано статтю до друку відповідно до вимог видання. Teien H.-C. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Pavlenko P. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Salbu B. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, редагування статті. Eide D. проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Levchuk S. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Jensen K. A. проведено аналіз отриманих результатів. Protsak V. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, проведено відбір зразків, аналіз результатів. Hrechaniuk M. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування

дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті).

5. **Pavlenko P.**, Levchuk S., Yoschenko V., Hrechaniuk M., Wada T., Kashparov V. Testing countermeasures to reduce  $^{90}\text{Sr}$  content in fish products. Journal of Environmental Radioactivity. 2024. Vol. 271. 107316. *(Pavlenko P. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ ; вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Levchuk S. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Yoschenko V. проведено редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. Hrechaniuk M. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ ; вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Wada T. проведено редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті).*

#### **Статті у наукових виданнях,**

##### **включених до Переліку наукових фахових видань України**

6. Кашпарова О. В., **Павленко П. М.**, Левчук С. Є., Гудков І. М. Виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2020. Вип. 6 (88). С. 1–12. *(Кашпаровою О. В. проведено концептуалізацію та планування*

дослідження, здійснено дослідження в лабораторних умовах, проведено відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Павленко П. М. проведено відбір зразків риби, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Гудковим І. М. проаналізовано та систематизовано результати досліджень, визначено актуальність, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки).

#### **Стаття у колективній монографії**

7. Kashparova O., Teien H.-C., Levchuk S., **Pavlenko P.**, Gudkov I. Model experiment to support field observations on uptake on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Prussian carp (*Carassius gibelio*). Науковці НУБІП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС: колективна монографія. Київ, 2021. С. 94–104. (Kashparova O. проведено концептуалізацію та планування дослідження, здійснено дослідження в лабораторних умовах, проведено відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, взято участь в написанні та підготовці статті до друку відповідно до вимог видання. Teien H.-C. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, написано статтю. Levchuk S. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Pavlenko P. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Gudkov I. проаналізовано, систематизовано результати досліджень, визначено актуальність,

*сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки).*

### **Тези наукових доповідей**

8. Kashparova O., **Pavlenko P.**, Maatoug M. The rate of the  $^{137}\text{Cs}$  excretion from *Carassius gibelio* at different water temperature under nature conditions. Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: VIII Міжнародна наукова конференція молодих вчених, м. Харків, 26–27 листопада 2020 року: тези доповіді. Харків, 2020. С. 16–18. *(Kashparova O. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Maatoug M. проведено відбір зразків).*

9. **Павленко П.**, Гречанюк М. Вплив збільшення маси на вміст  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині карася сріблястого (*Carassius gibelio*). Chornobyl: Open Air Lab: I Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 24 Квітня 2021 року: тези доповіді. Київ, 2021. С. 171–174. *(Павленко П. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Гречанюк М. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків).*

10. **Pavlenko P.**, Kashparova O., Hrechaniuk M. Radiological effectiveness of additional «clean» feeding for managing  $^{137}\text{Cs}$  content in Silver Prussian Carp (*Carassius gibelio*) in Chernobyl Exclusion Zone. Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: IX Міжнародна наукова конференція молодих вчених, м. Харків, 25–26 листопада 2021 року: тези доповіді. Харків, 2021. Р. 201–203. *(Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O.*



проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення).

11. **Pavlenko P.**, Kashparova O., Hrechaniuk M., Levchuk S., Wada T., Yoschenko V., Kashparov V. Model laboratory experiments to support field researchers on uptake and excretion of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*). 9<sup>th</sup> Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University. Fukushima, Japan, 2023. P. 58. (Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Levchuk S. проведено вимір зразків та аналіз результатів. Wada T. проведено аналіз та узагальнення результатів. Yoschenko V. проведено аналіз та узагальнення результатів. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

12. Павленко П. М. Проведення лабораторних експериментів для підтримки польових досліджень з надходження та виведення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у *Carassius gibelio* (Bloch, 1782). Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу: Міжнародна науково-практична конференція, присвячена 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України, м. Київ, 25 травня 2023 року: тези доповіді. Київ, 2023. С. 332–333.

13. **Pavlenko P. M.**, Levchuk S. E., Yoschenko V. I., Hrechaniuk M. O., Wada T., Kashparov V. O. Measures to reduce content of  $^{90}\text{Sr}$  in fish. The 8<sup>th</sup> Congress of the Radiobiological Society of Ukraine, Zhytomyr, 21–25 August, 2023. Zhytomyr, 2023. P. 87. (Pavlenko P. M. проведено експериментальні

дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. *Levchuk S. E.* проведено вимір зразків та аналіз результатів. *Yoschenko V. I.* проведено аналіз та узагальнення результатів. *Hrechaniuk M. O.* проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. *Wada T.* проведено аналіз та узагальнення результатів. *Kashparov V. O.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

14. **Pavlenko P.**, Wada T., Yoschenko V., Kashparov V. Testing new methods to reduce  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contamination of freshwater fish. 10<sup>th</sup> Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University. Fukushima, Japan, 2024. P. 40. (*Pavlenko P.* проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. *Wada T.* проведено аналіз та узагальнення результатів. *Yoschenko V.* проведено аналіз та узагальнення результатів. *Kashparov V.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ І СКОРОЧЕНЬ	23
ВСТУП	25
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	34
1.1. Проблематика застосування конрзаходів та особливості радіоактивного забруднення водних екосистем	38
1.2. Ефективність конрзаходів після Чорнобильської аварії	42
1.2.1. Застосування «чистих кормів»	46
1.2.2. Застосування селективних сорбентів цезію	48
1.2.2.1. Токсикологічні аспекти при використанні селективних сорбентів	51
1.2.3. Кулінарна обробка радіоактивно забруднених продуктів	52
1.3. Заходи для зменшення вмісту радіонуклідів у рибі	54
1.3.1. Внесення в воду макроаналогів цезія та стронція	54
1.3.1.1. Внесення в воду калію	57
1.3.1.2. Внесення в воду кальцію	63
1.3.2. Годування риб «чистими» кормами	67
1.3.2.1. При переміщенні риби в «чисту» водойму	67
1.3.2.2. Без переміщення риби із забрудненої водойми	70
1.3.3. Кулінарна обробка риби	72
Висновки до Розділу 1	75
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	76
2.1. Об'єкти лабораторних та польових досліджень	76
2.2. Опис експериментальних водойм в Чорнобильській зоні відчуження	78
2.2.1. Вплив годівлі риб кормом з радіосорбуючими властивостями на накопичення і виведення радіонуклідів	80
2.2.2. Визначення сорбції $^{90}\text{Sr}$ і $^{137}\text{Cs}$ кормом	84

2.2.3. Вплив витримки риби у «чистій» воді на виведення радіонуклідів з організму риб	86
2.3. Опис умов експериментів в лабораторних умовах	87
2.3.1. Умови експериментів з вивчення надходження $^{90}\text{Sr}$ в організм риб з води	90
2.3.2. Умови експерименту з вивчення динаміки виведення $^{90}\text{Sr}$ з риби	91
2.4. Умови експерименту з вивчення впливу кулінарної обробки риби на рівні забруднення рибних продуктів радіонуклідами	91
2.5. Відбір зразків	92
2.5.1. Відбір зразків води	92
2.5.2. Відбір зразків тканин риби	92
2.6. Визначення питомої активності радіонуклідів в зразках води та риби	93
2.6.1. Визначення питомої активності $^{137}\text{Cs}$ в зразках риб методами $\gamma$ -спектрометрії	93
2.6.2. Визначення прижиттєвої активності $^{137}\text{Cs}$ в організмі риб	95
2.6.3. Визначення активності $^{90}\text{Sr}$ в зразках риб методами $\beta$ -спектрометрії	96
2.7. Визначення вмісту стабільних ізотопів за допомогою ICP-MS	97
2.8. Математичний аналіз результатів	97
2.9. Статистична обробка результатів	99
Висновки до Розділу 2	101
<b>РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	<b>102</b>
3.1. Радіоактивне забруднення риби при використанні додаткового «чистого» корму з різним вмістом KFCSF	102
3.1.1. Вплив чистого корму на ріст риби та динаміку зміни	

питомої активності $^{137}\text{Cs}$ у м'язовій тканині	102
3.1.2. Вплив KFCSF на надходження $^{137}\text{Cs}$ в організм риб	106
3.1.3. Вплив чистого корму на перехід $^{90}\text{Sr}$ у рибу	107
3.1.4. Визначення хімічного складу і сорбційних властивостей корму з різним вмістом KFCSF	108
3.2. Виведення радіонуклідів під час витримки линів в чистій воді у Чорнобильській Зоні Відчуження	111
3.2.1. Виведення $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ з організму лина у "чистій" воді	111
3.3. Лабораторні експерименти з вивчення параметрів надходження і виведення $^{90}\text{Sr}$ при різній температурі і режимі годівлі риб	116
3.3.1. Надходження $^{90}\text{Sr}$ в організм риб з води	118
3.3.2. Очищення/виведення $^{90}\text{Sr}$ з організму риб	124
3.4. Кулінарна обробка кісткової тканини линів	126
3.4.1. Коефіцієнт утримання $^{90}\text{Sr}$ при харчовій обробці кісткової тканини під час варіння	126
Висновки до Розділу 3	128
<b>РОЗДІЛ 4. АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	<b>132</b>
4.1. Визначення ефективності застосування чистого корму з різним вмістом KFCSF у природних умовах у садках	132
4.2. Виведення $^{90}\text{Sr}$ і $^{137}\text{Cs}$ з риби у природних умовах	136
4.3. Надходження $^{90}\text{Sr}$ з води та виведення з організму риб в лабораторних умовах	136
4.4. Кулінарна обробка кісткової тканини линів	138
4.5. Рекомендації щодо застосування заходів зі зменшення радіоактивного забруднення риби $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ обґрунтованих та розроблених в рамках дисертаційної роботи	138
<b>ВИСНОВКИ</b>	<b>140</b>

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	143
ДОДАТКИ	165
СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ	201

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ І СКОРОЧЕНЬ

АЕС – атомна електростанція;

ГЕС – гідро електростанція;

ЗАЕС – Запорізька атомна електрична станція;

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електрична станція;

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження;

$^{137}\text{Cs}$  – радіоактивний ізотоп цезій-137;

$^{90}\text{Sr}$  – радіоактивний ізотоп стронцій-90;

Бк – одиниця активності радіонукліду, 1 Бк = 1 розпад/с;

$\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$  – одиниця щільності забруднення, кілобеккерель на квадратний метр;

$\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ,  $\text{л}^{-1}$  – одиниця питомої активності, Беккерель на кілограм, літр;

KFCF – залізо-гексаціаноферат калію, сполука з хімічною формулою  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$

КН або CR (concentration ratio) – коефіцієнт накопичення, відношення питомої активності радіонукліда в рибі (тканинах риб) до питомої активності у воді ( $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ )/( $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ );

*Fr* – коефіцієнт утримання при переробці, це частка активності радіонуклідів, яка утримується в харчових продуктах після переробки;

*Pe* – ефективність переробки, це відношення свіжої ваги переробленого харчового продукту до ваги вихідної сировини;

*Pf* – коефіцієнт переробки для харчового продукту, це відношення концентрацій радіонуклідів (аналогічно до відношення концентрацій) у сировині та продукті;

$T_{eff}$  – ефективний період напівзменшення вмісту радіонукліда в рибі(тканинах риби), час, що необхідний зменшення кількості активності/питомої активності радіонукліда в рибі, (дiб; років);

$C_w(t)$  and  $C_f(t)$  – питома активність радіонуклідів у воді і тканинах риби (Бк кг<sup>-1</sup>), відповідно, в момент часу  $t$  (доба);

$k_f$  і  $k_w$  – швидкість поглинання радіонуклідів рибою з кормом і водою (доба<sup>-1</sup>);

$k_b$  – швидкість виведення радіонукліда з тканин риб(доба<sup>-1</sup>);

$\lambda$  – константа розпаду  $6.6 \cdot 10^{-5}$  доба<sup>-1</sup> для <sup>90</sup>Sr і  $6.3 \cdot 10^{-5}$  доба<sup>-1</sup> для <sup>137</sup>Cs;

$M(t)$  – вага риби в момент часу  $t$ ;

$M_b$  – маса кісткової тканини;

ДР-2006 – допустимі рівні вмісту радіонуклідів <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr у продуктах харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006 (2006 року);

НРБУ-97/2000 – Норми радіаційної безпеки України (1997 року);

Радіологічна ефективність контрзаходу – кратність зниження вмісту радіонуклідів в організмі/тканині риби;

ШКТ – шлунково-кишковий тракт.



## ВСТУП

### **Актуальність теми.**

На тлі повномасштабного вторгнення росії в Україну та подальшої окупації Запорізької та Чорнобильської атомних станції, а також супутніх ядерних об'єктів, таких як сховища відпрацьованого ядерного палива, гостро постали питання радіаційної безпеки при ядерних аваріях. Попри звільнення Чорнобильської атомної електростанції, Запорізька АЕС все ще знаходиться в окупації (IAEA, 2024). Більш того, внаслідок терористичного акту російської армії була зруйнована дамба Каховського ГЕС, що призвело не тільки до зникнення Каховського водосховища і наступної екологічної та соціально-економічної катастрофи на південних територіях, а й до того, що ставок-охолоджувач ЗАЕС втратив основне джерело надходження води для охолодження ядерних реакторів (UN, 2023).

Безсумнівно, людство вже має досвід у подоланні наслідків радіаційних аварій, але розробка контрзаходів задля зменшення доз внутрішнього та зовнішнього опромінення людського організму не втрачає актуальності. Після аварії на Чорнобильській АЕС були розроблені та успішно впроваджені численні контрзаходи у сільському господарстві, зокрема у тваринництві застосовувалися годування «чистими» кормами та застосування спеціальних адсорбуючих добавок до раціону. Не дивлячись на те, що заходи щодо наземних тварин були вкрай ефективні, жодних заходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби, окрім заборони та обмеження споживання, не було впроваджено, а ті заходи які розроблялись на певному етапі були визнані неефективними, трудомісткими або економічно не вигідними (IAEA, 1994, 1997, 2006).

В силу специфіки роботи атомних станцій та об'єктів ядерно-паливного циклу, вони потребують постійного охолодження та зазвичай розташовуються поряд з водними об'єктами. Тому, внаслідок радіаційних

аварій на таких об'єктах водне середовище зазнає радіоактивного забруднення, обсяги якого можуть варіюватися в широких межах в залежності від масштабів розповсюдження радіоактивних викидів та скидів (ІАЕА, 2006, 2015).

В свою чергу водне середовище є джерелом як внутрішнього опромінення при вживанні забрудненої питної води та продуктів, зокрема рибних продуктів, так і зовнішнього опромінення. Так було виявлено, що після Чорнобильської аварії в деяких населених пунктах при радіоактивному забрудненні водних об'єктів внутрішня доза опромінення людини від споживання риби перевищувала зовнішню дозу опромінення (Travnikova et al., 2004). В таких випадках застосування контрзаходів для зменшення радіоактивного забруднення риби є надважливим для радіаційного захисту населення (ІАЕА, 2006; ICRP, 2008).

При розробці стратегії і тактики застосування контрзаходів на водних об'єктах потрібно враховувати існування факторів, що можуть впливати на їх ефективність: різноманітність гідрохімічних властивостей водойми, фізико-хімічні форми радіонуклідів і їх трансформація в часі після випадінь (Kashparov et al., 2019), водних режимів, розташування водних об'єктів та ін. (ІАЕА, 2006). Так, в Україні, відповідно до вимог державних санітарно-гігієнічних нормативів, вміст  $^{137}\text{Cs}$  у питній воді встановлено на рівні  $2 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ , а для риби та рибних продуктів  $150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  (ДР-2006). Попри це, при рівнях забруднення води нижче за допустимі, вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі може перевищувати значення допустимих рівнів забруднення риби радіоактивним цезієм на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії, але знаходяться поза Чорнобильської зони відчуження (Smith et al., 2000; Хомутинин и др. 2011). Це зумовлено низьким вмістом хімічного елементу калію, який як відомо є хімічним аналогом цезію в трофічних

ланцюгах і впливає на інтенсивність надходження радіоактивного цезію в організм риби (Smith et al., 2000; Лебедева, 1966).

Розробка контрзаходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби неможлива без вивчення і дослідження закономірностей надходження та виведення радіонуклідів з організму риби, та факторів, що на це впливають. Так, було встановлено, що радіоактивний цезій надходить в організм прісноводних риби з кормом, в свою чергу стронцій в основному надходить в організм риби з води (через зябри) (Metian et al., 2019; Orhel and Judd, 1962, 1967). Особливості організму риби та водного середовища в якому вони мешкають може зводити нанівець застосовувані контрзаходи, а в деяких випадках збільшувати надходження радіонукліду в організм риби (Smith et al., 2003; Håkanson and Andersson, 1992; IAEA, 2006).

З огляду на все вищезазначене, розробка нових заходів задля зменшення радіоактивного забруднення риби є важливою не тільки з огляду на забезпечення радіаційної безпеки людей, а й для екологічної та економічної безпеки держави.

### **Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.**

Дисертаційна робота виконана в рамках теми 110/1-пр-2022 «Наукове обґрунтування та розробка нових заходів по зменшенню радіоактивного забруднення риби  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ » і гранту 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 теми №110/1-пр-2019 «Встановлення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів в водоймах на основі метаболізму цезію та стронцію»

### **Мета та завдання дослідження.**

**Мета:** Обґрунтувати, апробувати та протестувати нові захисні заходи задля зменшення радіоактивного забруднення прісноводних риб  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в лабораторних та природних умовах.

**Для досягнення мети було поставлено наступні завдання:**

1. Підготувати та провести в природних умовах Чорнобильської зони відчуження експериментальні дослідження з вивчення впливу умов годування риб кормом з різним вмістом цезійсорбуючої сполуки Берлінської лазурі на параметри надходження  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в організм риб.
2. Визначити радіологічну ефективність застосування корму з різним вмістом цезійсорбуючої сполуки Берлінської лазурі як контрзаходу щодо зниження вмісту радіонуклідів в рибі.
3. Підготувати та провести в природних умовах Чорнобильської зони відчуження експериментальні дослідження з вивчення впливу перенесення аборигенної риби з радіоактивно забрудненого озера у «чисту» водойму на виведення  $^{90}\text{Sr}$  з тканин риб.
4. Визначити біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в тканинах риб при апробації контрзаходу перенесення радіоактивно забрудненої риби в “чисту” водойму.
5. Підготувати та провести у контрольованих лабораторних умовах комплекс акваріумних експериментальних досліджень з вивчення динаміки надходження та виведення  $^{90}\text{Sr}$  з організм риб за різної температури води та режимів штучної годівлі.
6. Підготувати та провести у контрольованих лабораторних умовах експеримент з вивчення впливу кулінарної обробки на зміни у вмісті  $^{90}\text{Sr}$  в тканинах риб та визначити коефіцієнт утримання при переробці ( $F_r$ ).

## **Об'єкт і предмет дослідження**

**Об'єкт досліджень:** закономірності надходження і виведення радіонуклідів з організму риб та фактори, що впливають на параметри забруднення організму риб  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ .

**Предмет досліджень:** карась сріблястий (*Carassius gibelio*), лин (*Tinca Tinca*),  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , контрзаходи.

## **Методи дослідження**

Відповідно до завдань застосовувались загальнонаукові та спеціальні методи досліджень. Польові методи включали: проведення досліджень з вирощування риби в природних умовах Чорнобильської зони відчуження; проведення акваріумних досліджень в контрольованих умовах; відбір зразків тканин риб за міжнародним протоколом відбору проб EMERGE. Також застосовувалися вимірювальні методи для визначення активності радіонуклідів у відібраних зразках за допомогою методів гамма і бета спектрометрії та радіохімічних методів; визначення вмісту стабільних ізотопів за допомогою мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS). Математично-статистичні методи для статистичної оцінки результатів досліджень.

## **Наукова новизна одержаних результатів.**

### *Встановлено*

– радіологічну ефективність застосування додаткового чистого корму, що містив 0.1 % та 1 % KF<sub>2</sub>CF<sub>3</sub>, для зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб;

– перенесення аборигенної риби з радіоактивно забрудненої водойми в «чисту» не призводить до зменшення забруднення  $^{90}\text{Sr}$  в тканинах риб;

– швидкості надходження і виведення  $^{90}\text{Sr}$  з організму риб безпосередньо з води при різній температурі води і режимах годівлі в контрольованих лабораторних;

– коефіцієнт утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні бульйону з кісткової тканини аборигенної риби з радіоактивно забрудненої водойми.

#### *Уперше*

– проведено експеримент з відгодівлі риби кормом з різним вмістом КФСФ в природних умовах Чорнобильської зони відчуження та визначено вплив такої годівлі на вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб;

– визначено радіологічну ефективність застосування додаткового чистого корму, що містив 0.1 % та 1 % КФСФ, для зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб;

– проведено експеримент, в ході якого переміщено аборигенну рибу з радіоактивно забрудненої водойми в «чисту» та визначено вплив такого переміщення на виведення  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  тканин риб;

– проведено експеримент в лабораторних умовах в ході якого уточнено швидкості надходження і виведення  $^{90}\text{Sr}$  з організму риб безпосередньо з води при різній температурі води і режимах годівлі;

– визначено біологічний період напівзменшення  $^{90}\text{Sr}$  питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині карася сріблястого;

– визначено коефіцієнт утримання при переробці для  $^{90}\text{Sr}$  при варінні бульйону з кісткової тканини аборигенної риби з радіоактивно забрудненої водойми.

#### *Розроблено*

– «Методичні рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у рибі (ДР-2006)».

– нові таблиці застосування контрзаходів для національної «Системи підтримки прийняття рішень при ядерних і радіаційних аваріях для сільського господарства України».

### **Практичне значення одержаних результатів.**

Отримані результати мають вагоме наукове значення для оптимізації застосування захисних заходів/контрзаходів спрямованих на зменшення доз опромінення населення при радіаційних аваріях. Зокрема, це є вкрай важливим для радіаційного захисту населення при ядерних аваріях на різних їх фазах та зменшенню доз внутрішнього опромінення при споживанні риби та рибних продуктів.

Проведені дослідження з застосуванням корму з додаванням залізо-гексаціанофератом калію (KF<sub>6</sub>CF) показали, що на сьогодні застосування KF<sub>6</sub>CF (0,1-1%) дозволило б знизити рівні забруднення <sup>137</sup>Cs у прісноводній рибі до рівня, нижчого за допустимий, майже у всіх водоймах України за межами ЧЗВ. В той же час, європейський допустимий рівень (600 Бк кг<sup>-1</sup>) не буде перевищено навіть у найбільш радіоактивно забруднених водоймах ЧЗВ, включаючи озеро Глибоке.

Встановлено, що витримка аборигенної риби з радіоактивно забрудненої водойми в «чистій» воді не призводить до зменшення вмісту <sup>90</sup>Sr у кістковій та м'язовій тканинах риб, що робить цей контрзахід можливо ефективним тільки на ранніх фазах радіаційних аварій, і є неефективним на пізніх стадіях, як це показав наш експеримент в Чорнобильській зоні відчуження.

Визначені коефіцієнти утримання <sup>90</sup>Sr при варінні бульйону з кісткової тканини лина з озера Глибоке, які становлять менше 0,01, що вимагає перегляду допустимих рівнів вмісту <sup>90</sup>Sr в рибі та рибних продуктах і встановлення таких рівнів тільки для тієї частини риби що споживається.

Проведення лабораторних акваріумних експериментів у контрольованих умовах при різній температурі води та раціоні підтвердило достовірність висновків про основні шляхи надходження радіонуклідів та параметри метаболізму, отримані в реальних умовах ЧЗВ для  $^{90}\text{Sr}$  у карася сріблястого (*Carassius gibelio*).

На основі отриманих під час роботи результатів було розроблено «Методичні рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у рибі (ДР-2006)», а також нові таблиці застосування контрзаходів для національної «Системи підтримки прийняття рішень при ядерних і радіаційних аваріях для сільського господарства України».

#### **Особистий внесок здобувача.**

Дисертантка брала безпосередню участь у аналізі та узагальненні літературних даних за темою дослідження, у плануванні експериментальних досліджень, проведенні і виконанні всіх експериментів в польових та лабораторних умовах, відбору матеріалу та приготуванні зразків для досліджень, вимірюванні всіх зразків, здійсненні статистичної обробки експериментальних даних та аналізі результатів, підготовці статей. Спільно з науковим керівником було проведено планування експериментів, інтерпретація отриманих результатів і формулювання висновків. Наукові результати, представлені в дисертації, розроблено дисертанткою особисто. У спільних публікаціях права співавторів не порушено, у роботі використано лише ті положення, які становлять особистий внесок дисертантки, про що зазначено в переліку публікацій.

#### **Апробація роботи.**

Основні положення роботи викладено та обговорено на науково-практичних конференціях різного рівня: VIII Міжнародна наукова конференція молодих



вчених Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування (м. Харків, 2020); I Міжнародна науково-практична конференція «CHORNOBYL: OPEN AIR LAB» (м. Київ, 24 Квітня 2021); IX Міжнародна наукова конференція молодих вчених Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування(м. Харків, 2021); 9th Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University (Fukushima, 13-14 February 2023); Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу (м. Київ, 25 травня 2023); The 8th Congress of Ukrainian Radiobiological Society with international participation (Zhytomyr, August 21 – 25, 2023); 10th Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University (Fukushima, 28-29 February 2024); International Symposium on Food Safety and Control 27- (Vienna, 31 May 2024).

### **Публікації.**

Основні результати досліджень викладено у 15 наукових працях, з яких 6 статті надруковані в журналах, включених до міжнародних науково – метричних баз даних Scopus та WOS, з них 4 статті в журналі Journal of Environmental Radioactivity, що відноситься до категорії Q2 в наукометричних базах даних; 2 статті в фахових журналах та 8 тез наукових доповідей та матеріалів конференцій.

### **Структура та обсяг дисертації.**

Дисертаційна робота викладена на 209 сторінках, складається зі вступу, 4 розділів, загальних висновків, списку використаних джерел та 3 додатків. Робота ілюстрована 16 таблицями, 28 рисунками. Список використаних джерел містить 141 найменувань, з них 23 кирилицею та 118 латиницею

## РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Проблема радіоактивного забруднення водного середовища привертає значну увагу наукової спільноти і світового суспільства з часів створення ядерної зброї, зокрема після широкомасштабних її випробувань у 50-60-х роках. Чорнобильська радіаційна аварія знов винесла питання на порядок денний у зв'язку із тим, що місце аварії (ЧАЕС) знаходиться у межах водозбору р. Дніпро водами якої користується велика частка населення України і радіоактивне забруднення води набуло не лише гігієнічного, але й соціального значення. Послаблення тоталітаризму на початку 90-х років дозволило з'явитися новим фактам щодо радіоактивного забруднення водних об'єктів колишнього радянського союзу таких як р. Теча та Киштимської аварії. Звичайно, що і аварія на АЕС Фукусіма посилила актуальність проблеми не лише у напрямку вивчення радіоекологічного стану води у Світовому океані, а й стану гідробіонтів. Від ядерних аварій, випробувань ядерної зброї до захоронення радіоактивних відходів, діяльність людини призвела до надходження радіоактивних речовин у водні об'єкти, створюючи потенційні ризики для водних екосистем, та організмів, що їх населяють. Розуміння впливу та наслідків такого забруднення має вирішальне значення як для збереження водних екосистем, так і для радіаційного захисту населення.

Аварія 26 квітня 1986 року на Чорнобильській атомній електростанції, яка розташована за 100 км від Києва в Україні, та подальша пожежа на реакторі спричинила безпрецедентний викид радіоактивних матеріалів протягом 10 днів, який включав радіоактивні гази, конденсовані аерозолі та велику кількість паливних частинок. Загальний викид радіоактивних речовин становив близько 5300 ПБк (станом на 26 квітня 1986 року крім благородних газів), що включав 1760 ПБк  $^{131}\text{I}$ , 85 ПБк  $^{137}\text{Cs}$ , 3-10 ПБк  $^{90}\text{Sr}$  і

0,03-0,04 ПБк  $^{239,240}\text{Pu}$  (Steinhauser et al., 2014, UNSCEAR, 2008, Kashparov et al., 2019).

На ранньому етапі Чорнобильської аварії, до 7 травня 1986 р., було евакуйовано 99195 осіб з 113 населених пунктів: 11358 осіб з 51 населеного пункту Білорусі та 87837 осіб з 62 населених пунктів України. Загалом, у 1986 р. було евакуйовано 24725 осіб зі 108 населених пунктів Білорусі на площі 1542 км<sup>2</sup> та 91406 осіб з 76 населених пунктів України на площі 2157 км<sup>2</sup> (Кашпаров та ін., 2022). В Білорусі й Україні переселення ще 200 000 людей тривало протягом 1991-1996 рр. Територія понад 200 000 км<sup>2</sup> в Європі була забруднена радіоактивним цезієм (понад 40 кБк м<sup>-2</sup>), з яких 71% припадає на білорусь, російську федерацію та Україну. В той же час, радіоактивні випадання були дуже неоднорідним: на них сильно впливали метеорологічні умови, висота і динаміка викидів різних фізико-хімічних форм знаходження радіонуклідів (ІАЕА, 2006).

Аварія на атомній електростанції (АЕС) Фукусіма-1 призвела до значних викидів безпосередньо в атмосферу інертних газів, зокрема  $^{133}\text{Xe}$ , за оцінками до 15 000 ПБк (Steinhauser et al., 2014). Середня сумарна активність  $^{131}\text{I}$ , викинутого під час аварії, оцінюється у 90-700 ПБк, а  $^{137}\text{Cs}$  - 7-50. Вважається, що ці викиди (за винятком інертних газів  $^{85}\text{Kr}$  і  $^{133}\text{Xe}$ ) становлять приблизно десятину викидів від аварії на Чорнобильській АЕС 1986 року. Аварія на Фукусімі супроводжувалася як прямими викидами радіонуклідів у навколишнє середовище, так і скидами радіоактивних матеріалів у море в процесі ліквідації наслідків на майданчику АЕС. Більшість викидів від аварії на Фукусімі були розосереджені над північною частиною Тихого океану, що ускладнює підтвердження більш точної оцінки величини радіоактивності та ізотопного складу викинутих матеріалів за допомогою вимірювань відкладів радіонуклідів у навколишньому середовищі. (ІАЕА, 2015)

До аварії приблизно 78 000 людей проживали в 20-кілометровій "Зоні обмеженого доступу" ('Restricted Areas') і близько 62 000 людей проживали між 20 км і 30 км від станції (Зона підготовки до евакуації в разі аварії (The Evacuation Prepared Areas in Case of Emergency)). Близько 10 000 людей були евакуйовані з "зон цілеспрямованої евакуації"(Deliberate Evacuation Areas) за межі "зон обмеженого доступу" (Restricted Areas) (IAEA, 2015). У звіті United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) загальна кількість евакуйованих осіб оцінюється приблизно в 118 000 осіб (UNSCEAR 2020/2021 Report, 2022).

Після аварій на АЕС у Чорнобилі та Фукусімі питома активність  $^{134,137}\text{Cs}$  в рибі досягала сотень  $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , що у багато разів перевищувало допустимі рівні (IAEA, 2006, 2015; Kryshev, 1995; Wada et al., 2016, 2019, 2023; Yamamoto et al., 2015; Balonov et al., 2018). Через 10 років після аварії на Чорнобильській АЕС питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді непроточних водойм зменшувалася з часом, в основному, за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів з ефективним періодом напівзменшення понад 25 років (Gudkov et al., 2008, Гудков та ін., 2015; Каглян та ін., 2012; Ненашев та ін., 2013).

Що стосується значень рівноважних коефіцієнтів накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  з води до різних видів риб, то вони змінюються в дуже широкому діапазоні від 3.8 до 120000  $\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$ , (IAEA, 2009, 2010; Fesenko et al., 2011; Yankovich et al., 2013; Beresford et al., 2013; Forseth et al., 1998 Garnier-Laplace et al., 1997; Matsuda et al., 2020; Niizeki et al., 2020). Все це ускладнює використання даних коефіцієнтів накопичення в кожному конкретному випадку і вимагає уточнення для кожного виду і розміру риб, вмісту у воді хімічних аналогів радіонуклідів, температури води і режиму годівлі та ін. навіть в рівноважних умовах. Для опису ж динаміки накопичення та виведення радіонуклідів з організму риб у разі зміни рівнів радіоактивного

забруднення довкілля необхідно знати шляхи та швидкості надходження і виведення радіонуклідів, а також вплив на ці процеси різних чинників, таких як температура, освітленість, кількість спожитого корму тощо.

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 в лабораторних і природних умовах показали, що надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рибу відбувається, в основному, через травну систему з корму, а не з води (Rowan and Rasmussen, 1994; Haque et al., 2017; Кашпарова та ін. 2020; Teien et al., 2021). При температурі води вище  $10^{\circ}\text{C}$  швидкість надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риби під час інтенсивного харчування ( $8\text{-}22$  доба $^{-1}$ ) більш ніж в 100 разів перевищує швидкість його надходження безпосередньо з води ( $0.05\text{-}0.09$  доба $^{-1}$ ) (Rowan and Rasmussen, 1994; Кашпарова та ін. 2020, 2023; Kashparov et al., 2024). Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибі обумовлена рівнем радіоактивного забруднення раціону, навіть в зимовий час, коли споживання корму мінімальне.

Було встановлено, що  $^{90}\text{Sr}$  надходить в організм риб переважно з води, ймовірно, через зябра, а не через кишечник, оскільки прісноводні риби не п'ють воду (Wendelaar Bonga, 1997), і його накопичення відбувається пропорційно зміні маси кісткової тканини риб (Павленко та ін., 2021; Кашпарова та ін. 2023; Kashparov et al., 2024).

Вміст стронцію у водній біоті залежать від концентрації кальцію у воді, оскільки ці елементи належать до однієї хімічної групи і є досить подібними, наприклад, шляхом розподілу в кістковій структурі водної біоти (наприклад, скелет, голова, плавники, кістки, риб'яча луска) (ІАЕА, 2010). Кальцій є одним з найважливіших неорганічних елементів, який відіграє важливу фізіологічну роль в організмі риби, включаючи формування кісток і луски. Існує розуміння того, що прісноводні риби отримують більшу

частину кальцію (>95%) з води безпосередньо через зябра, швидше за все, через спеціалізовані іонотранспортні клітини, які називаються хлоридними клітинами, багатими мітохондріями клітинами або іоноцитами (Flik et al., 1995; Ichii and Mugiya, 1983; Lin and Hwang, 2016; Jeffree et al., 2017).

Розподіл радіонуклідів в організмі риб також дуже неоднорідний. Так  $^{137}\text{Cs}$  в основному міститься у м'язовій тканині карасів сріблястих (*Carassius gibelio*) (37-77%) і рівномірно розподіляється серед інших органів та кісткової тканини (3-13%), луски (3-13%), голови (5-19%), внутрішніх органів (2-14%), і плавців (3-11%) (Gudkov et al., 2008). В свою чергу  $^{90}\text{Sr}$  накопичується переважно у скелеті водних організмів, так як він є хімічним аналогом кальцію (Yankovich et al., 2010). Ефективний період напіввиведення  $^{90}\text{Sr}$  у риб становить близько 500 діб, оскільки у кістковій тканині метаболізм мінеральної частини відбувається дуже повільно (Kryshev, 2006; Teien et al., 2021).

### **1.1.Проблематика застосування контрзаходів та особливості радіоактивного забруднення водних екосистем**

Численні контрзаходи, такі як зведення дамб на водозборах, обвалування русла річок, використання сорбентів і донних пасток, будівництво загороджувальної стіни біля ЧАЕС, були проведені протягом місяців і років після Чорнобильської аварії для захисту населення та водних екосистем загалом були неефективними і дорогими та призвели до додаткового опромінення працівників, які проводили дані види робіт (ІАЕА, 2006).

Всі водні об'єкти, включаючи озера, річки, підземні води і моря, мають характерну і специфічну для конкретного місця природу, яка визначається поєднанням гідрологічних і морфологічних параметрів водойми та її водозбірного басейну. Тому відновлення таких водойм після забруднення

будь-якими речовинами значною мірою залежить від специфічних параметрів конкретного об'єкту. Це є дуже важливим фактором, оскільки ускладнюється загальна готовність при радіаційних аваріях на водних об'єктах. Крім того, загалом, плани відновлення забруднених вод можуть бути дорогими і включати великі інженерні витрати. Тому, як правило, ефект від таких заходів повинен оцінюватися за принципом "витрати-вигоди", обиратися відповідно до відомих принципів ALARA і порівнюватися з ризиками, пов'язаними з іншими токсичними речовинами, присутніми у воді. Ситуації, коли можуть бути застосовані інші принципи, безумовно, можуть виникати на ранній стадії забруднення, коли необхідно враховувати психологічні, соціальні та політичні фактори. Загалом, дози опромінення населення від водних шляхів часто є меншими, ніж від наземних шляхів, залежно від раціону. Основні шляхи формування дози від водних джерел пов'язані як з їх використанням в якості джерел питної води, так і з продуктами харчування з водних об'єктів. У деяких випадках дози опромінення критичних груп населення (рибалок, бакенщиків тощо) від водних джерел були визначальними як після Чорнобильської (Travnikova et al., 2004; IAEA, 2006), так і Киштимської аварій (Degteva et al., 1996).

Найефективнішим контрзаходом для водних шляхів було завчасне обмеження забору питної води та перехід на альтернативне водне постачання. Обмеження споживання прісноводної риби виявилися ефективними в Скандинавії та Німеччині, однак у Білорусі, російській федерації та Україні такі обмеження зазвичай ігнорувались.

Малоймовірно, що будь-які майбутні контрзаходи для захисту поверхневих вод будуть виправданими з точки зору економічних витрат на одиницю зменшення дози. Очікується, що в окремих випадках (у закритих озерах) обмеження на споживання риби збережуться ще кілька десятиліть.

У північних регіонах Українського Полісся, що найбільше постраждали після Чорнобильської аварії, основний внесок у формування ефективної дози опромінення населення вносить внутрішнє опромінення за рахунок надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм людини з місцевими продуктами харчування (Maloshtan et al.2017; Labunska et al.2018). У деяких населених пунктах після Чорнобильської аварії до половини надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму мешканців сіл обумовлено споживанням прісноводної риби з прилеглих закритих водойм (Travnikova et al., 2004; ІАЕА, 2006).

З метою радіаційного захисту населення одразу після Чорнобильської аварії 06.05.1986 було введено тимчасові допустимі рівні вмісту  $^{131}\text{I}$  у продуктах харчування, які для риби становили  $37000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  (ІАЕА, 2006; Balonov et al., 2018). Після зменшення питомої активності внаслідок радіоактивного розпаду  $^{131}\text{I}$ , 30 травня 1986 були введені тимчасові допустимі рівні для суми бета-випромінюючих радіонуклідів ( $^{134,137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ), які для риби становили –  $3700 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$ . У міру поліпшення радіологічної ситуації тимчасові допустимі рівні вмісту  $^{134+137}\text{Cs}$  у рибі знижувалися та становили  $1850 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$  з 15.12.87 і  $740 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$  з 22.01.91 (ІАЕА, 2006; Balonov et al., 2018). Неаварійні рівні допустимого вмісту радіонуклідів в Україні були запроваджені у 1997 році (ДР-97), дія яких була продовжена у 2006 році (ДР-2006), та які діють дотепер. Прийняті в Україні допустимі рівні вмісту радіонуклідів у рибі ( $150 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$  для  $^{137}\text{Cs}$  і  $35 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$  для  $^{90}\text{Sr}$ ) набагато нижчі порівняно з допустимими рівнями, прийнятими в Європейському союзі –  $600 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$ , проте дещо вищі за норматив, прийнятий для  $^{137}\text{Cs}$  у рибі після аварії на АЕС Фукусіма-1 у Японії –  $100 \text{ Бк} \text{ кг}^{-1}$  (Balonov et al., 2018).

Після Чорнобильської аварії та аварії на АЕС Фукусіма-1 вміст радіонуклідів у рибі на радіоактивно забрудненій території і навіть за межами зон відчуження та евакуації, нерідко перевищував встановлені допустимі рівні (ІАЕА, 2006, 2015; Camplin et al., 1989; Brittain et al., 1991;



Balonov et al., 2018; Хомутинин et al., 2011; Wada et al., 2016, 2019; UNSCEAR 2020/2021 Report). Допустимі рівні  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у питній воді згідно ДР-2006 для населення складають 2 Бк·л<sup>-1</sup> та НРБУ-97 (НРБУ, 1997) 10 і 100 Бк·л<sup>-1</sup>, відповідно. При таких рівнях вмісту радіонуклідів у воді питома активність  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в сотні і тисячі разів може перевищувати допустимі рівні вмісту радіонуклідів в свіжій та мороженій рибі в Україні, 35 Бк кг<sup>-1</sup> і 150 Бк кг<sup>-1</sup>, відповідно (Гречанюк та ін., 2022а, 2022б).

Максимальних рівнів питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у рибі було досягнуто через 1-2 роки після радіоактивного забруднення водою унаслідок Чорнобильської аварії (Sundbom et al., 2003; Kryshev et al., 1999, 2003, Kryshev, 2003, 2006; Smith et al., 2002; Smith, 2006; Pinder et al., 2009).

У перші кілька років після аварії на Чорнобильській АЕС у квітні 1986 року питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді та рибі на радіоактивно забрудненій території знижувалася відносно швидко (Smith et al., 2000). Однак, дослідження довготривалого забруднення водної екосистеми  $^{137}\text{Cs}$  показали (Smith et al., 2000; Jonsson et al., 1999), що в останні роки питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді та рибі знижується дуже повільно, з періодом напівзменшення, який наближається до параметру фізичного радіоактивного розпаду  $^{137}\text{Cs}$  – 30 років. Водночас у ставку-охолоджувачі ЧАЕС та довколишніх закритих водоймах, таких як оз. Азбучин, у 2018 р. спостерігалось збільшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді у 3-8 разів порівняно з 2012-2014 рр. через зменшення рівня води у водоймі. Середньорічна питома активність радіонуклідів у 2018 р. у найбільш радіоактивно забруднених водоймах ЧЗВ становить 1-5 Бк·л<sup>-1</sup>  $^{137}\text{Cs}$  і 3-230 Бк·л<sup>-1</sup>  $^{90}\text{Sr}$  (Каглян та ін., 2021).

Спостереження, що проводились в озерах Норвегії та Великобританії показали (Jonsson et al., 1999), що ефективний період напівзменшення ( $T_{eff}$ , час, що необхідний для зменшення кількості радіоактивності в рибі

наполовину)  $^{137}\text{Cs}$  у рибі знаходився в межах 6–30 років у період 1994–1999 років. В озері Кожанівське у Білорусі та Київському водосховищі у  $T_{eff}$  складав близько 20 років (Smith et al 2001).

Зниження вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у рибі після Чорнобильської аварії також відбувається вкрай повільно, в основному завдяки радіоактивному розпаду з періодом близько 29 років, через його слабку фіксацію донними відкладеннями та вилуговуванням з матриці паливних частинок (ІАЕА, 2006, 2019; Kashparov et al., 2019).

На даний час, у найбільш радіоактивно забруднених озерах Азбучин, Вершина, Глибоке, Далеке та Янівському затоні, що розташовані в ЧЗВ, питома активність радіонуклідів у рибі до 5000 разів за  $^{90}\text{Sr}$  та до 200 разів за  $^{137}\text{Cs}$  перевищує прийняті в Україні допустимі рівні для рибної продукції (Каглян та ін., 2021). При цьому питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у «мирних» риб (краснопірка звичайна *Scardinius erythro-phthalmus* L.; верховодка звичайна *Alburnus alburnus* L.; карась сріблястий *Carassius gibelio* Bloch; лин *Tinca tinca* L., плітка звичайна *Rutilus rutilus* L. та ін.) була більше, ніж у хижих риб (щука звичайна *Esox lucius* L., окунь звичайний *Perca fluviatilis* L. та ін. (Каглян та ін., 2021). Для  $^{137}\text{Cs}$  спостерігалася протилежна ситуація.

Отже, без застосування захисних заходів/контрзаходів на радіоактивно забрудненій території Чорнобильської зони відчуження вміст радіонуклідів у прісноводній рибі закритих водойм, таких як озеро Глибоке ще довгі роки перевищуватиме встановлені в Україні гігієнічні нормативи ДР-2006.

## **1.2. Ефективність контрзаходів після чорнобильської аварії**

Проведення протирадіаційних заходів на забрудненій радіонуклідами території у перші роки після аварії на ЧАЕС дозволили у двічі знизити дозу опромінення населення і підкреслити важливість проведення таких заходів

у сільськогосподарському виробництві для подальшого відвернення ефективної дози опромінення населення. (табл. 1.1) (ІАЕА, 1994, 2006, 2012; Brynildsen et al., 1996; Fesenko et al., 2006, 2007, 2021; European Commission, 2011; Nisbet & Watson, 2015).

Також у перші роки після аварії на ЧАЕС було встановлено, що основним джерелом додаткового надходження радіонуклідів а, відповідно і додаткового опромінення населення, є продукти харчування тваринницького походження – молоко і м'ясо пасовищної худоби і найбільш ефективними контрзаходами у цієї галузі тваринництві виявилися такі як, застосування технології відгодівля на «чистих» кормах та використання селективних сорбентів радіоактивного цезію (рис. 1.1) (ІАЕА, 1997; ІАЕА, 2012; Fesenko et al., 2006; Jacob et al., 2009; Fesenko et al., 2013).

Таблиця 1.1

**Радіологічна ефективність проведення контрзаходів, що знижують надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію на радіоактивно забрудненій території України (Fesenko et al., 2007, 2021; UIAR, 1998)**

КОНТРЗАХІД	Ефективність зниження вмісту радіонукліду в продукції, рази	
	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
Вапнування 4-6 т/га	1.5-3.0	1.5–2.6
НРК *. оптимальне співвідношення	1.5-3.0	0.8–2.0
Гній 20 т/га	1.5-3.0	1.2–1.5
Вапнування + НРК	1.8-4.0	-
НРК + Гній	1.5-3.0	-
Вапнування + Гній + НРК	2.5-4.0	-
Сапропель	2 - 4	-
Цеоліти	1.5-2.5	-
Оранка після аварії: 1-й рік	2.5-4.0	-
наступні роки	1.5-2.2	-
Оранка з перевертанням пласта (в перший рік після аварії)	8-16	-
Корінне поліпшення: на перелогах	4-16*	1.5–3.5
наступні роки	2-3	1.5–2.0
Поверхнєве поліпшення: на перелогах	2-14*	2.0–2.5
наступні роки	1.5-2.5	1.5–2.0
Фероцинові болюси	5-7	-
Фероцин – порошок	2-5	-

Сіль-лизунець з фероцином	2-4	-
Мінерально-сольові брикети + кормосуміші	3-5	-
Застосування «чистих» кормів	2-5 (залежно від пори року)	2-5
Переробка молока в масло	4-6	5-10
Переробка насіння рапса в олію	250	600

\* - Органогенні ґрунти

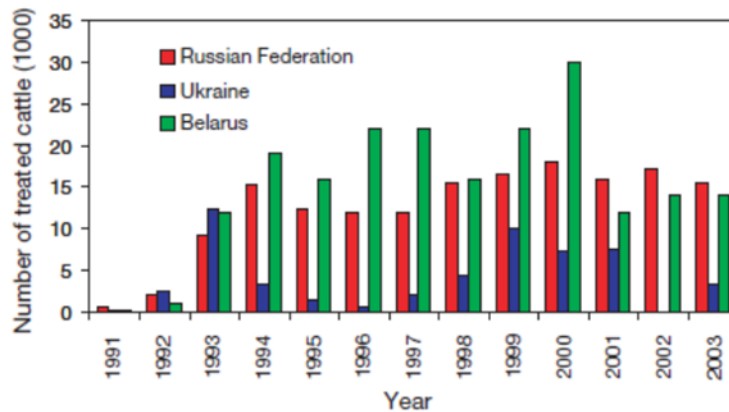


Рисунок 1.1 Застосування Берлінської лазурі (фероцину) після Чорнобильської аварії, тисяч голів худоби (ІАЕА, 2006)

Чорнобильська аварія спонукала владу найбільш постраждалих країн до впровадження широкого набору короткострокових і довгострокових екологічних контрзаходів для зменшення її негативних наслідків. Нажаль, не завжди була відкритість і прозорість для громадськості, інформація приховувалася, замовчувалися причини і масштаби аварії. Цим можна частково пояснити деякі проблеми, які виникли пізніше у спілкуванні з громадськістю, та недовіру до компетентних органів. Подібна поведінка в багатьох інших країнах за межами білорусі, російської федерації та України призвела до недовіри до влади, що в багатьох країнах спонукало до

розслідування того, як відкрито та прозоро поводитися з такими великими аваріями та як постраждали люди можуть брати участь у процесах прийняття рішень. Унікальний досвід застосування контрзаходів після Чорнобильської аварії вже широко використовується як на національному, так і на міжнародному рівнях для підвищення готовності до майбутніх ядерних та радіологічних надзвичайних ситуацій ( IAEA, 2006).

### 1.2.1. Застосування «чистих кормів»

Після Чорнобильської аварії в УкрНДІСГР експериментально були отримані періоди напіввиведення  $^{134,137}\text{Cs}$  для великих груп сільськогосподарських тварин: бичків, телиць, корів, свиней та гусей (IAEA, 2012). Динаміка зменшення питомої активності  $^{134,137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині тварин ( $A(t)$ , Бк кг<sup>-1</sup>) описувалася двох експоненціальною залежністю:

$$A(t) = A(0) \cdot (a_1 \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t/T_{1/2}^1) + a_2 \cdot \exp(-\ln(2) \cdot t/T_{1/2}^2)) \quad (1.1)$$

де  $A(0)$  і  $A(t)$  питома активність  $^{134,137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині тварин на початковий момент часу ( $t=0$ ) та на момент часу  $t$ , Бк кг<sup>-1</sup>;

$t$  – час, діб;

$a_1$  і  $a_2=(1-a_1)$  – частка швидкої та повільної компонент виведення  $^{134,137}\text{Cs}$ ;

$T_{1/2}^1$  і  $T_{1/2}^2$  – швидкий та повільний період напіввиведення  $^{134,137}\text{Cs}$ , днів.

Отримані значення параметрів рівняння 1.1 для різних тварин наведені в Табл.1.2. (IAEA, 2012. На основі цих результатів були розраховані періоди часу для зменшення питомої активності радіоцезію у м'язовій тканині різних сільськогосподарських тварин (рис.1.2) та розроблені відповідні рекомендації (UIAR, 1998, <http://www.uia.org.ua/support/sstart.htm>). У середньому, за 100 днів чистого

годування вміст радіоцезію в м'язовій тканині великої рогатої худоби (ВРХ) зменшується на порядок величини, а у свиней та гусей більш ніж у 100 разів (рис.1.2).

*Таблиця 1.2*

**Виміряні ефективні періоди напівзменшення вмісту радіоцезію в м'язовій тканині різних сільськогосподарських тварин (ІАЕА, 2012)**

Тварини	$a_1$	$T_{1/2}^1$ , днів	$a_2$	$T_{1/2}^2$ , днів
Бички 18-20 місяців (n=50)	0.48±0.05	11±1	0.52±0.05	38±5
Бички 10-12 місяців (n=20)	0.65	7.3	0.35	43
Телиці (n=50)	0.7±0.1	8.3±0.7	0.3±0.1	46±10
Корови (n=50)	0.63±0.05	7±2	0.37±0.05	48±5
Свині 65-70 кг (n=25)			1	15±3
Гуси 4 кг, 3 роки (n=75)			1	11±2

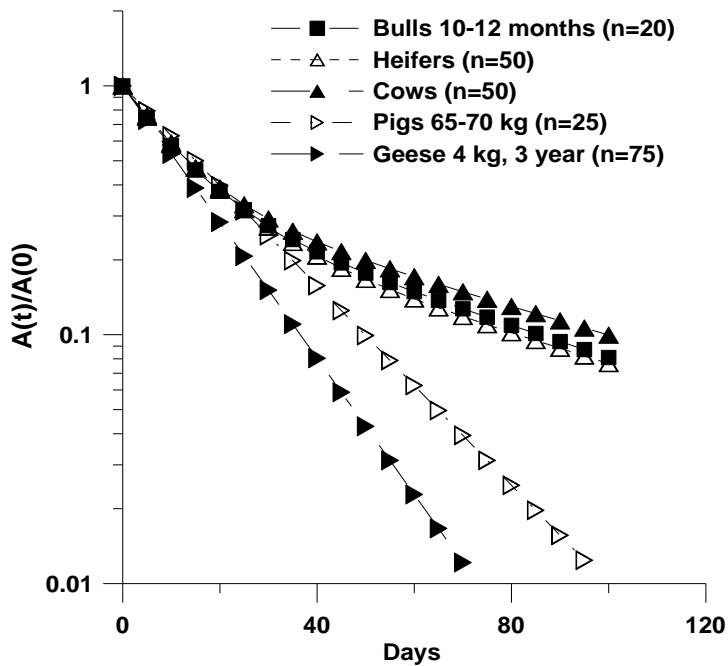


Рисунок 1.2 Відносна динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі тварин при застосуванні «чистих» кормів (ІАЕА, 2012).

Метою використання «чистих» кормів є остаточне виробництво продуктів тваринного походження у відповідності з допустимими рівнями вмісту радіонуклідів ДР-2006 (ДР-2006). Для годування м'ясних тварин чистий корм потрібний лише на відповідний період відгодівлі перед забоєм (в залежності від початкової питомої активності та біологічного періоду напіврозпаду) – табл.1.2 і рис. 1.2 (European Commission, 2011). При застосуванні «чистого» годування протягом 1-2 місяців ефективність зниження вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в м'ясі ВРХ становить 2-5 разів.

Поєднання тривалого біологічного та фізичного періоду напіврозпаду обмежить ефективність цього контрзаходу у випадку з актинідами та  $^{90}\text{Sr}$ , у разі використання тварин забруднених раніше (European Commission, 2011).

### 1.2.2. Застосування селективних сорбентів цезію

Застосування селективних сорбентів цезію, таких як Берлінська лазур (фероцин,  $\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ ) було дуже



ефективне для зниження вмісту радіоцезію в організмах різних тварин (ВРХ, овець, свиней, кіз, оленів, птиці) і використовувалося після Чорнобильської аварії в ряді країн, включаючи Австрію, Німеччину, Норвегію, Великобританію та Францію (Fesenko et al., 2006, 2007, ІАЕА,1997).

Існують різні сполуки Берлінської лазурі, які блокують всмоктування цезію у шлунково-кишковому тракті (ШКТ) (ІАЕА,1997):

- 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% (FCF) і 5% (KFCF).

Ці сполуки використовуються як добавки до корму тварин. У водному середовищі і в рідких середовищах, характерних для процесу травлення у тварин у шлунково-кишковому тракті, Берлінська лазур утворює колоїди розміром 5-50 мкм з ефективністю зв'язування цезію в  $10^3$ - $10^4$  разів вище в порівнянні з  $\text{Na}^+$  і  $\text{K}^+$ . Тому Берлінська лазур сорбує цезій, який не всмоктується в кров у шлунково-кишковому тракті і виводиться з фекаліями, що, по суті, аналогічно до застосування «чистих» кормів. Для підтримки сорбції цезію потрібна постійна присутність Берлінської лазурі у ШКТ тварин у невеликих кількостях. Берлінська лазур має найвищі сорбційні показники цезію на одиницю ваги. Зазвичай для ВРХ на добу застосовують 3-5 г Берлінської лазурі ( $6$ - $10 \text{ мг кг}^{-1}$  живої ваги тварини) і  $1$ - $2 \text{ г день}^{-1}$  для невеликих жуйних тварин ( $10$ - $40 \text{ мг кг}^{-1}$  живої ваги тварини) (ІАЕА,1997). При таких рівнях споживання препарату спостерігалось десятикратне зниження вмісту радіоцезію в м'ясі та молоці, а із зменшенням кількості застосовуваної Берлінської лазурі її ефективність знижувалася.

Для корів, які отримують 3 г AFCF на добу, досягається зменшення вмісту радіоактивного цезію на 80-90% у молоці та на 78% у м'ясі. Для

овець, що отримують 1 г AFСF на добу, вміст радіоактивного цезію зменшується на 87% у м'ясі. Для свиней і телят, що отримують 2 г AFСF на добу, вміст радіоактивного цезію у м'ясі зменшується на 90% (Giese, 1988, 1989).

Загалом застосування AFСF на рівні 1 мг на кг живої ваги на день забезпечує зменшення переходу радіоактивного цезію з корму до 60%.

Внесення порошку Берлінської лазурі в кормовий концентрат у процесі його приготування на промислових установках є найпростішим і найдешевшим способом виробництва. Експериментальні дослідження після Чорнобильської аварії продемонстрували високу ефективність застосування такого корму як контрзаходу для зменшення вмісту радіоактивного цезію у продукції тваринництва. Додавання препаратів до раціону м'ясної худоби необхідне лише протягом певного періоду перед забоєм.

Важливо зазначити, що встановлено великі відмінності між профілактичним застосуванням фероцину, коли препарат надходить у травний тракт тварин разом із забрудненим цезієм кормом. У цих умовах забезпечується практично 100% видалення з організму  $^{137}\text{Cs}$  (ефективність 98-99%). В умовах лікувального використання фероцину для виведення вже депонованого в організмі цезію препарат сорбує лише невелику частку (3-4%) радіоцезію (Булдаков и др., 1991)

14 жовтня 2001 року Європейською Спільнотою (організацією-попередником ЄС) надано офіційний постійний дозвіл на використання препаратів AFСF у якості кормової добавки з метою зв'язування і виведення радіоактивного цезію з організму сільськогосподарських тварин (Постанова 2013/2001). Цим документом також визначено норми застосування цих препаратів, які становлять від 1 до 15 мг на кг живої ваги (European Commission, 2011).

Вартість препаратів Берлінської лазури складає близько 10 Євро за кілограм (Ulanovsky et al., 2011). Наприклад, вартість гранульованого корму, що містить 0,1% AFCCF, імпортованого з Німеччини в Норвегію, в 2003 р. становила 0,27 євро за кг корму.

Не дивлячись на високу ефективність застосування контрзаходів у сільськогосподарському виробництві, до цього часу не були розроблені аналогічні контрзаходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів у рибі (ІАЕА, 2012).

#### 1.2.2.1. Токсикологічні аспекти при використанні селективних сорбентів

Токсикологічні аспекти застосування Берлінської лазури широко вивчалися. Були проведені різні дослідження на лабораторних гризунах, домашніх тваринах і людях з метою вивчення його хімічної стабільності та токсичності. Дослідження показали, що сполуки берлінської лазури не мають токсичних побічних ефектів і не затримують ріст тварин (Pearce et al., 1994; ІАЕА, 1997; European Commission, 2011). Для людини берлінська лазур використовується як терапевтичний засіб для зменшення надходження і посилення виведення радіоактивного цезію і талію. Було показано, що він ефективно посилює виведення талію і знижує його токсичність. Також берлінську лазур використовують як харчову добавку (WHO, 1974), і було встановлено, що вона не має негативного впливу на здоров'я людини (ІАЕА, 1997). Сполуки Берлінської лазури, такі як гексаціаноферрат тетракалію та гексаціаноферрат залізного калію, використовуються у виноробній промисловості для видалення міді, заліза та кадмію з вин в процесі деметалізації винної сировини. Ці сполуки діють як осаджувачі для видалення іонів металів з вина (Anon, 1969; Wencker et al., 1989). Берлінська лазур також застосовувалася до людей, постраждалих під час радіаційної

аварії (INES 5) в Гоянії, Бразилія 1987 рік (Roberts, 1987; Lipsztein et al., 1991) і до китайських студентів, які на момент Чорнобильської аварії перебували у Болгарії (Tang et al., 1988).

### **1.2.3. Кулінарна обробка радіоактивно забруднених продуктів**

Концентрація радіонуклідів у харчових продуктах може залежати від різних виробничих та побутових процесів, таких як екстракція під час кип'ятіння, видалення певних частин сирової їжі (наприклад, висівок, шкірок, шкаралупи, кісток), а також сушіння або розбавлення (ІАЕА, 2010). Нехтування втратами радіонуклідів під час переробки харчових продуктів може призвести до завищення розрахункової дози опромінення. Слід зазначити, що переробка сировини рослинного і тваринного походження часто є найбільш ефективним контрзаходом для зниження радіоактивного забруднення продуктів харчування до допустимих рівнів або нижче. Вона може застосовуватися як в домашніх умовах, так і при промисловій переробці харчових продуктів. Досвід, отриманий після аварії на Чорнобильській АЕС, показав, що багато широко застосовуваних методів побутової та промислової переробки харчових продуктів призводить до значного зниження радіоактивного забруднення цих продуктів, а отже, і доз внутрішнього опромінення людей (Bogdevitch et al., 2002; Deville-Cavelin et al., 2001). Переробка харчових продуктів дозволяє значно зменшити радіонуклідне забруднення продуктів харчування. Цього можна досягти за допомогою багатьох звичайних практик, що використовуються при підготовці, приготуванні та переробці продуктів харчування. Вплив переробки на забруднені харчові продукти залежить від радіонукліду, типу харчового продукту і методу переробки. Ефективність видалення радіонуклідів з сировини під час переробки може широко варіюватися, але може становити до 99% (наприклад, при виробництві етилового спирту і рослинної олії) (Bogdevitch et al., 2002).

Різні методи приготування їжі можуть впливати на рівень вмісту радіонуклідів у спожитій їжі (Rantavaara, 1989). Рябов запропонував заборонити споживання копченої та в'яленої риби, оскільки ці процеси збільшують концентрацію радіонуклідів (на одиницю спожитої маси) (Ryabov, 1992), але це має узгоджуватись з загальною кількістю, в якій цей продукт споживається. Інші процеси приготування можуть знизити рівні радіонуклідів у рибі приблизно в два рази. Ефективним заходом для зменшення вмісту радіоактивного стронцію в рибі є видалення кісткових частин риби перед приготуванням, оскільки стронцій в основному концентрується в кістках і лусці (Gudkov, 2008).

Кулінарна обробка продуктів є дуже ефективним контрзаходом для зменшення надходження радіонуклідів в організм людини з кінцевими продуктами харчування - Табл. 1.2 (Fesenko et al., 2007, 2021, ІАЕА, 2010). Частка  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , яка залишається в кінцевому продукті харчування після його варіння в кип'яченій воді становить 20-90%, а при смаженні риби в ній залишається 80-90% радіоцезію (ІАЕА, 2010). Зазвичай, для оцінки кількісних результатів переробки харчових продуктів застосовуються такі параметри переходу радіонуклідів: коефіцієнт утримання в харчових продуктах,  $F_r$ , – це частка активності радіонуклідів, яка утримується в харчових продуктах після переробки; ефективність переробки,  $P_e$ , – це відношення свіжої ваги переробленого харчового продукту до ваги вихідної сировини; коефіцієнт переробки,  $P_f$ , для харчового продукту – це відношення концентрацій радіонуклідів (аналогічно до відношення концентрацій).

Між цими трьома факторами існує залежність.  $F_r$  – це добуток  $P_f$  і  $P_e$ :

$$F_r = P_f * P_e \quad (1.2)$$

Застосування цих різних факторів проілюстровано тут на прикладі цезію і стронцію. Так, значення  $F_r = 0,4$  для цезію у вареному м'ясі вказує на

те, що лише 40% цезію в сирому м'ясі утримується після кип'ятіння, а 60% видаляється в киплячу рідину (ІАЕА, 2010).

### **1.3. Заходи для зменшення вмісту радіонуклідів у рибі**

Існує низка різних заходів, які можуть бути застосовані після випадання радіоактивних матеріалів для зменшення доз опромінення населення через поверхневі води. Ці заходи для зменшення внутрішніх доз можна згрупувати у дві основні категорії: ті, що спрямовані на зменшення доз від радіонуклідів у питній воді, і ті, що спрямовані на зменшення доз від споживання забруднених водних харчових продуктів.

В контексті атмосферних випадінь радіонуклідів як на наземні, так і водні системи, було показано (Berkovski et al., 1996, Voitsekhovitch et al., 1997, Stone et al., 1997), що дози від наземних харчових продуктів в цілому є більш значимими, ніж дози від питної води та водних харчових продуктів. Так після Чорнобильської аварії у річковій системі Дніпра річкова вода переносила радіонукліди в райони, які не зазнали значного забруднення внаслідок атмосферних випадінь. Це створило значний стрес для населення і вимагало зменшення потоків радіонуклідів із зони радіаційної аварії ЧАЕС через водну систему

Після Чорнобильської аварії, як заходи, що спрямовані на зменшення доз від споживання забруднених водних харчових продуктів, в природних умовах ЧЗВ проводилося тестування лише внесення у воду калію та кальцію з метою зменшення радіоактивного забруднення риби (ІАЕА, 2012).

#### **1.3.1. Внесення в воду макроаналогів цезія та стронція**

Рівноважні коефіцієнти накопичення (*KH*) або концентраційні відношення (*CR*, відношення питомої активності радіонукліду в рибі (органі або тканині) при природній вологості (Бк·кг<sup>-1</sup>, FM) риби до води для

радіоцезію та радіостронцію можна звести з урахуванням зворотного співвідношення між CR та аналогічною концентрацією калію та кальцію, відповідно, у навколишній воді (Blaylock, 1992, Rowan & Rasmussen, 1994, Smith et al., 2000, IAEA, 2010; Хомутинин и др., 2011; Pinder et al., 2014; Koноvalenko et al., 2016). При цьому не спостерігалось достовірної кореляції між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в м'язовій та кістковій тканинах карасів і краснопірок та їх масою – «розмірний» ефект» (Ugedal et al., 1992; Хомутинин и др., 2011; Гречанюк та ін, 2022б; Каглян та ін., 2012), що не узгоджується з певними літературними даними (Ненашев и др. 2013).

Для радіоцезію у так званих хижих/всеїдних риб CR можна оцінити за допомогою наступного рівняння (Smith et al., 2000):

$$CF_{whole}^{Cs-137}(\text{хижих риб}) = \frac{4800}{[K^+]} \quad (1.3)$$

де  $[K^+]$  – концентрація калію ( $K^+$ ) в озерній воді ( $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Для нехижих риб можна застосувати таке співвідношення:

$$CF_{whole}^{Cs-137}(\text{всеїдних риб}) = \frac{3290}{[K^+]} \quad (1.4)$$

Подібним чином концентрації стронцію у рибі можна описати на основі концентрацій кальцію у воді ( $[Ca^{2+}]$ , у  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ), оскільки обидва елементи поведуться подібним чином, головним чином розподіляючись у кісткових частинах риб (наприклад, скелет, голова, плавці, кістка, риб'яча луска), наступним чином (Blaylock, 1992; Vanderploeg et al., 1975):

$$CR(\text{muscle}) = \exp(5.2 - 1.2 \ln[Ca^{2+}]) \quad (1.5)$$

$$CR(\text{bone}) = \exp(9.7 - 1.2 \ln[Ca^{2+}]) \quad (1.6)$$

Якщо припустити, що 20% вологої ваги риби складається з кісткових частин, всю рибу CR можна оцінити за допомогою наступного рівняння (Yankovich & Cornett, 2004):

$$CR(\text{whole fish}) = \exp(9.13 - 1.2 \ln[\text{Ca}^{2+}]) \quad (1.7)$$

Отримані УкрНДІСГР рівноважні коефіцієнти накопичення радіонуклідів з води до риби (**CR**) до питомої активності цього радіонукліду у воді (Бк·л(кг)<sup>-1</sup>) у рівноважних умовах) при різному вмісті у воді K<sup>+</sup> і Ca<sup>2+</sup> (Хомутинин и др. 2011; Гречанюк та ін., 2022а; Teien et al., 2021; Павленко та ін. 2021; Kashparova et al., 2022) добре узгоджуються з літературними даними (Smith et al., 2000, 2006; ІАЕА, 2010) з урахуванням усереднених значень геометричного стандартного відхилення коефіцієнтів накопичення <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs для риб різних видів рівним 1.7-2.3 (Хомутинин и Кашпаров, 2016) (табл. 1.3).



**Коефіцієнти накопичення радіонуклідів з води до риби (CR) при різному вмісті у воді  $K^+$  і  $Ca^{2+}$  – у літній період року (Гречанюк та ін. 2022б).**

Риби	Радіо- нуклід	CR з Teien et al.,2021; Павленко та ін., 2021; Kashparova et al., 2022; Хомутинин и др., 2011; Гречанюк та ін. 2022а	CR з НРБУ-97; Smith et al.,2000; Smith, 2006
Не хижі	$^{90}Sr$	(1500-4500)· $[Ca^{2+}]^{-1}$	$CF_{whole}^{Sr-90} = \frac{3940(Range: 1180 - 5660)}{[Ca^{2+}]}$
	$^{137}Cs$	(1000-4500)· $[K^+]^{-1}$	$CF_{whole}^{Cs-137} = \frac{2390(Range: 1740 - 3280)}{[K^+]}$
Хижі	$^{90}Sr$	(2000-4000)· $[Ca^{2+}]^{-1}$	$CF_{whole}^{Sr-90} = \frac{4770(Range: 3020 - 7520)}{[Ca^{2+}]}$
	$^{137}Cs$	(2000-8000)· $[K^+]^{-1}$	$CF_{whole}^{Cs-137} = \frac{4800(Range: 1780 - 7590)}{[K^+]}$

#### 1.3.1.1. Внесення в воду калію

Відомо, що коефіцієнт накопичення радіоактивного цезію в рибі обернено пропорційний до вмісту калію у воді. В акваріумних

експериментах надходження  $^{137}\text{Cs}$  безпосередньо з води до організму прісноводних риб знижувалося у 2-7 рази при додаванні в воду калію і натрію (Кашпарова и др. 2019, Лебедева, 1966). Однак, в природних умовах після Чорнобильської аварії внесення в воду закритих водойм хлористого калію виявилось малоефективним (Smith et al., 2003).

Потенційна ефективність застосування калію як контрзаходу для зменшення вмісту радіоактивного цезію в рибі була отримана тільки в акваріумних лабораторних експериментах і вимагала підтвердження в реальній водоймі в природних умовах. Такий експеримент було проведено у Швеції після Чорнобильської аварії. Після аварії на Чорнобильській АЕС до 13 озер у Швеції було додано калій або у вигляді поташу, або у вигляді добавки до змішаного вапна. Результати застосування калію були дещо непереконливими, оскільки протягом дворічного експерименту спостерігалось невелике зниження питомої активності у мальків окуня. Радіологічна ефективність для мальків окуня становила 1.1 рази. Було виявлено, що в озерах з коротким часом утримання води важко підтримувати високий рівень  $\text{K}^+$  у водному об'єкті (Hakanson and Andersson, 1992).

Для озер із швидким надходженням і відтоком води може знадобитися багато повторних застосувань внесення калію.

Інший експеримент із тестування калієвого контрзаходу в реальних умовах був проведений в оз. Святе (максимальна глибина – 5.1 м, площа – 0.25 км<sup>2</sup>, об'єм – 717 950 м<sup>3</sup>) у Костюковичах у Білорусі (Smith et al., 2003). У лютому 1998 року на всій поверхні озера на лід було внесено 15 т добрива  $\text{KCl}$ . Це озеро живиться підземними водами і не має відтоку, отже втрати калію через обіг води в озері були низькими. До початку експерименту концентрація  $\text{K}^+$  у воді оз. Святе складала 1 мг·л<sup>-1</sup> (рис. 1.3), що призводило до відносно високих значень коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$ : близько 12 000 л кг<sup>-1</sup> для окуня і 3200 л кг<sup>-1</sup> для інших видів риб (Smith et al., 2003). Після

танення льоду в березні-квітні 1998 концентрація у воді  $[K^+]$ , як і передбачалося, збільшилася в 10 разів до  $10 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  (рис. 1.3) (Smith et al., 2003). Збільшення вмісту  $[K^+]$  у воді призводило до десорбції  $^{137}\text{Cs}$  з донних відкладень і збільшення його питомої активності у воді озера в 1999 р. до  $15 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  (рис. 1.3).

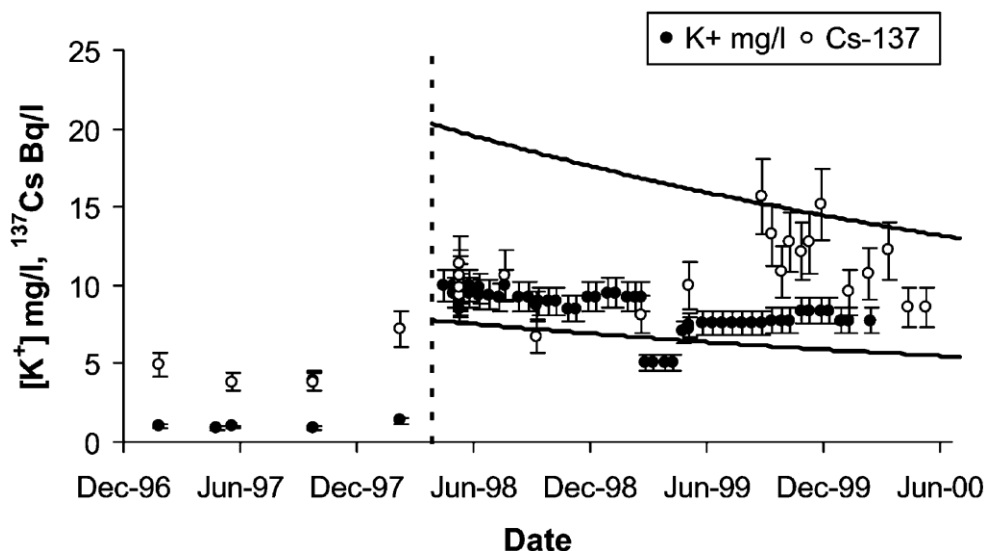


Рисунок 1.3 – Динаміка вмісту  $K^+$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді оз. Святого (Костюковичі). Дата застосування контрзаходу (дата танення льоду, березень 1998 р.) позначена вертикальною пунктирною лінією (Smith et al., 2003).

Отримані результати показали зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у риб оз. Святе після застосування калійного контрзаходу (рис. 1.4). На Рис. 1.4б окуні були розділені на два різних за вагою класи (менше і більше 100 г), що зумовлено тим, що біоаккумуляція радіоцезію у великого окуня порівняно менша через відмінності у харчових звичках (Гречанюк та ін., 2022б, Elliott et al., 1992, Smith et al., 2002). Зниження питомої активності радіоактивного цезію після застосування контрзаходу спостерігалися у всіх видів риб із середньою радіологічною ефективністю 2.4 рази (табл. 1.4). Найменша ефективність калійного контрзаходу була для пічкурів – 1.4 рази, що, як припускають автори, могло бути обумовлено статистичною аномалією – Табл. 1.4 (Smith et al., 2003).

Однак, слід зазначити, що вміст  $^{137}\text{Cs}$  у рибі одного виду та маси в озерах відрізняється високою варіабельністю (стандартне геометричне відхилення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі становить 1.2 – 1.9) (Гречанюк та ін., 2022а, Хомутинин и Кашпаров, 2016). Для того, щоб отримати медіанне значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на момент вилову риби з відносною похибкою близько 20% при довірчій ймовірності  $p = 0.95$  необхідно відібрати для вимірювання активності 10-20 особин (Хомутинин и Кашпаров, 2016). Найбільша кількість вимірів як до, так і після внесення калію у воду озера Святе було зроблено для плітки (20 та 19) та краснопірки (10 та 9) з радіологічною ефективністю 2.3 та 1.9 рази (табл. 1.4) з величиною відносної невизначеності близько 30%. Значення отриманої радіологічної ефективності застосування відповідають відношенню питомої активності радіоцезію в рибі до застосування контрзаходу в 1997 році і після такого застосування в 1999 році, що не є коректним, адже в експерименті був відсутній контроль – не враховувалось зменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в природних умовах впродовж двох років без застосування контрзаходу.

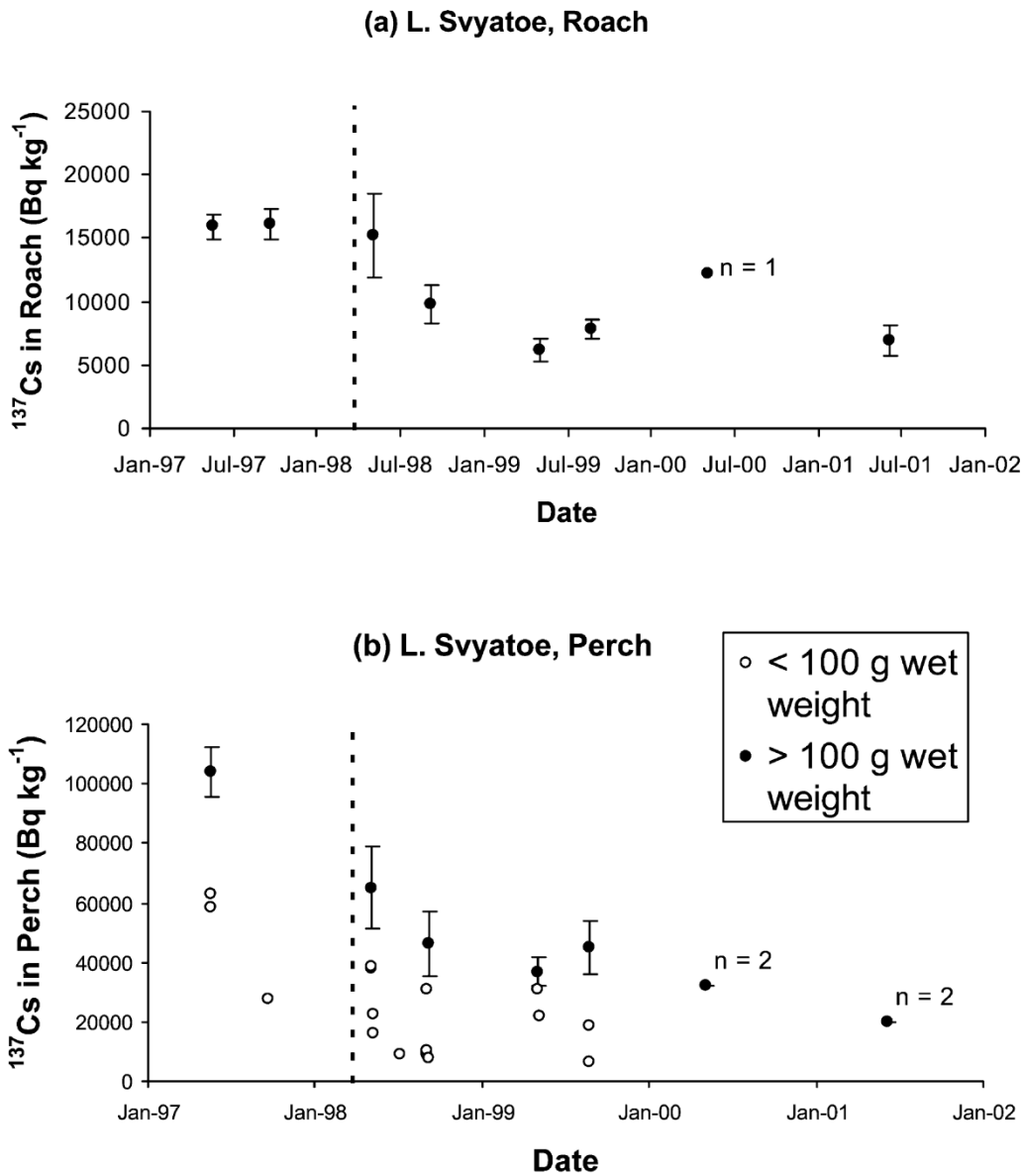


Рисунок 1.4 Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у плітці (а) та у великому та маленькому окуні (б) оз. Святого (Костюковичі) у 1997-1999 рр. ( $M \pm SE$ ). Дата проведення контрзаходу (дата танення льоду, березень 1998 р.) позначена вертикальною пунктирною лінією (Smith et al., 2003).

Таблиця 1.4

**Середня питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у рибі та річковому раку оз. Святе до та після застосування калійного контрзаходу у 1998 р., а також його ефективність. У дужках кількість зразків – n (Smith et al., 2003).**

Вид	$^{137}\text{Cs}$ в 1997 (n), кБк кг <sup>-1</sup>	$^{137}\text{Cs}$ в 1999 (n), кБк кг <sup>-1</sup>	Зниження в 1999р. по відношенню до 1997, %	Ефективність контрзаходу, раз
Плітка	16.0 (20)	6.9 (19)	43.0	2.3
Окунь<100 г	54.9 (5)	19.5 (4)	35.5	2.8
Окунь>100 г	103.9 (6)	40.7 (39)	39.2	2.6
Краснопірка	15.0 (10)	7.8 (9)	51.8	1.9
Лин	10.4 (4)	4.2 (27)	40.3	2.5
Пічкур	20.9 (2)	15.4 (5)	73.3	1.4
Карась	18.7 (2)	7.6 (7)	40.7	2.5
Йорж	8.3 (6)	3.5 (2)	42.2	2.4
Щука	29.3 (2)	16.4 (6)	41.7	2.4
Рак	15.2 (2)	5.3 (2)	35.5	2.8

Ефективність внесення калію дуже залежить від конкретного місця і хімічного складу води (наприклад, початкова концентрація калію, рН, загальна концентрація фосфору), кількості та типу застосованого калію та часу утримання води. Калій є поживною речовиною, тому контрзахід змінює вміст поживних речовин в озерах. Застосування калію призводить до підвищення концентрації активності радіоцезію у воді через конкуренцію з калієм у донних відкладах (рис.1.3), що робить його малоефективним, якщо вода використовується для пиття чи зрошення (IAEA, 2012).

Внесення калію у воду озер є високо затратним контрзаходом через високу вартість транспортних витрат по переміщенню великої кількості сполук калію та самої їхньої вартості (біля 24 тис. грн. за 1 тону KCl). Тому через не високу ефективність, високу вартість та екологічні обмеження калійний контрзахід для риби не знайшов широкого застосування після аварії на Чорнобильській та Фукушимській АЕС.

#### 1.3.1.2. Внесення в воду кальцію

Щодо переважаючого шляху надходження радіостронцію в рибу тривалий час не було єдиної думки (Ophel et Judd, 1962, 1967; Лебедева, 1962; Smith, 2006; Chowdhury and Blust, 2001; Kryshev, 2003; Крышев и Рябов, 2005). Тільки в останні роки було встановлено, що  $^{90}\text{Sr}$  надходить в організм риб переважно з води і його накопичення пропорційно зміні маси кісткової тканини риб (Павленко та ін. 2021; Kashparova et al., 2023, Kashparov et al., 2024). Поглинання радіостронцію прісноводними рибами може бути зменшено шляхом додавання вапна безпосередньо в озерну воду (і в зимовий період на замерзлу поверхню озера) або до частини всіх водозбірних площ уражених водою. Вапнування озер є метою покращення екологічних, економічних та рекреаційних умов широко використовується при вирощуванні риби як в Україні, так і за її межами (Bengtsson et al., 1980; Rosseland and Hindar, 1988). Додавання вапна для підтримання майже нейтрального  $\text{pH}=7$  зберігає воду в озерах та ставках безпечною для водних організмів. Існує значний досвід застосування золи для зменшення підкислення води. Однак для радіонуклідів такий досвід досить обмежений.

Вапнування озер вважається одним із можливих заходів щодо зменшення накопичення радіонуклідів у рибі в разі радіаційної аварії. В акваріумних експериментах було встановлено, що внесення в воду кальцію (більше фонового рівня у 5-10 разів), стабільного стронцію, магнію і

фосфору призводило до зниження надходження  $^{90}\text{Sr}$  в риби з води більш ніж в 5-10 разів (Orphel and Judd, 1962, 1967; Лебедева, 1962, 1964). На підставі цього теоретично передбачалася більш висока ефективність застосування даного контрзаходу в піковий період на рівні 25-40% у невеликих, низькопродуктивних, олігогумусних, кислих озерах з низькими початковими концентраціями кальцію (Nakanson, 2003). Оцінки моделювання показували, що можна отримати зменшення радіоактивного забруднення риби приблизно в 1,3-1,7 рази (Smith et al., 2001). Однак, радіологічна ефективність (зменшення надходження  $^{90}\text{Sr}$  до організму риби) при внесенні у воду додаткової кількості кальцію – макроаналога стронцію в природних умовах у скандинавських країнах після аварії на Чорнобильській АЕС виявилася низькою (Nakanson and Andersson, 1992; Outola and Rask, 2011) і цей захід широко не використовувався (ІАЕА, 2012). У Швеції після аварії на ЧАЕС було повідомлено про низькі значення коефіцієнта зниження радіоцезію 1,05-1,1 для молоді окуня (Nakanson and Andersson, 1992). Додавання вапна в озеро у Фінляндії (Outola and Rask, 2011) не було ефективним для зменшення вмісту радіостронцію в рибі, оскільки подвійне зниження співвідношення концентрації риба-вода було зведено нанівець відповідним збільшенням вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у воді, що не призвело до загального зниження питомої активності радіостронцію в рибі (ІАЕА, 2012).

Вапнування води перевіряли в польових умовах у невеликому підкисленому (рН=5-5.5) озері Iso Valkjärvi на півдні Фінляндії (площа 4 га, середня глибина 4 м, об'єм – 130 000 м<sup>3</sup>) яке було розділене на дві частини: одна 21.5.1991 була вапнована 30-50 кг CaCO<sub>3</sub> (36.4 г м<sup>-3</sup>) до рівня 5-15 мг·л<sup>-1</sup>, а інша половина залишилася як контроль без вапну с низьким природнім вмістом кальцію - (0.8-0.9 мг·л<sup>-1</sup>) - Рис. 1.5 (Outola & Rask, 2011). Після вапнування концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у воді зростала, досягаючи максимуму через 6



місяців (рис. 1.6). Протягом першого року у воді вапнованої частини озера було виявлено приблизно на 50% більше  $^{90}\text{Sr}$ , ніж на контрольній стороні за рахунок десорбції із донних відкладень коли концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  у воді збільшувалися (рис. 1.5, рис. 1.6) (Outola & Rask, 2011). В результаті цих двох процесів, які врівноважували один одного (збільшення виділення  $^{90}\text{Sr}$  у воду з донних відкладень і зменшення переходу  $^{90}\text{Sr}$  з води в рибу), концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у рибі не відрізнялася помітно між вапнованою та контрольною сторонами озера – Рис. 1.7 (Outola and Rask, 2011). На підставі цього автори зробили висновок, що вапнування може бути придатним лише як відновлювальний захід, якщо воно проводиться одразу після радіаційної аварії, до того, як значна кількість радіонуклідів осідає в озерних відкладах (Outola and Rask, 2011 ).

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді після вапнування зросла в перший рік на 20%, а поглинання рибою знизилося на 20% – Рис. 1.6 і Рис. 1.7 (Outola and Rask, 2011).

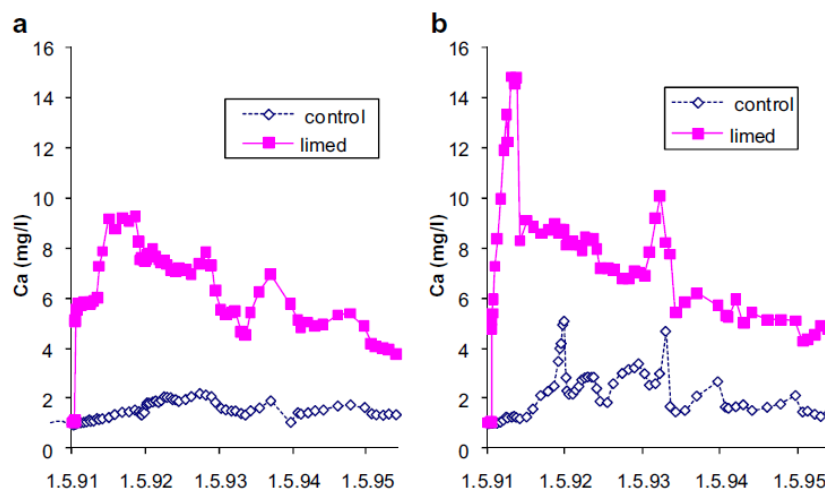


Рисунок 1.5 Концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  у воді (  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) на глибині 0.5 м (а) и 4.5 м (b) озера Iso Valkjärvi з його вапнованої та контрольної частини (Outola and Rask, 2011 ).

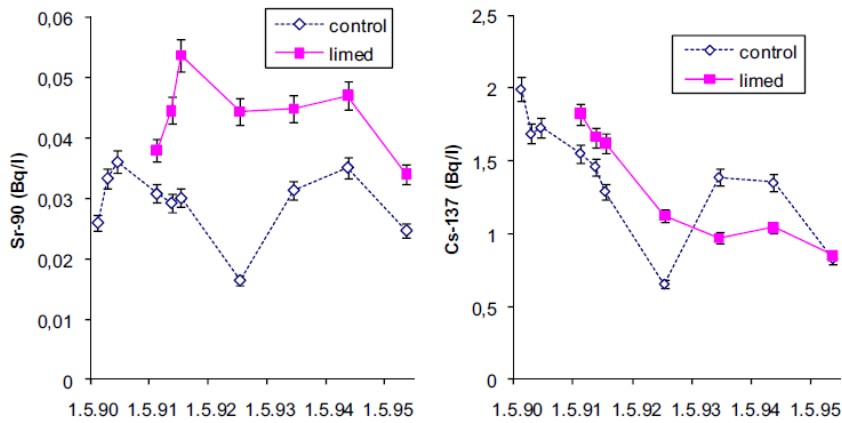


Рисунок 1.6 Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  (a) і  $^{137}\text{Cs}$  (b) у воді оз. Iso Valkjärvi з його вапнованої та контрольної частини (Outola and Rask, 2011).

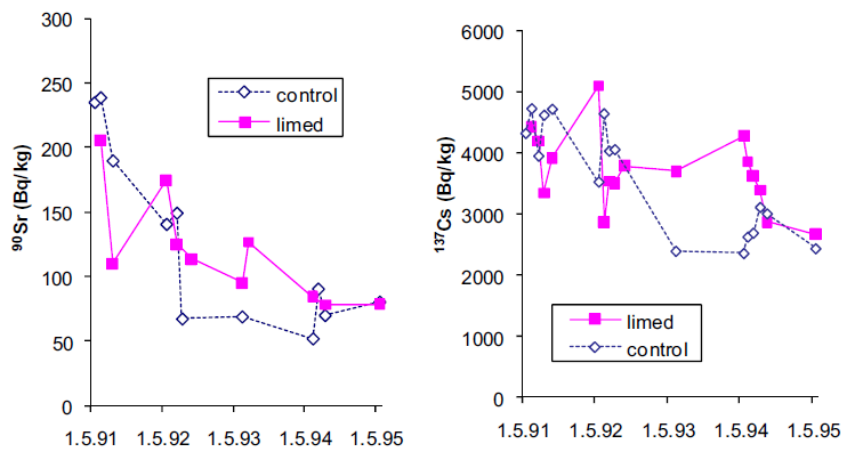


Рисунок 1.7 Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  (a) і  $^{137}\text{Cs}$  (b) в м'язовій тканині окунів ( $\text{Bq kg}^{-1} \text{FM}$ ) оз. Iso Valkjärvi (Outola and Rask, 2011).

Вапнування води в озері зменшило накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у рибі приблизно на 50% протягом перших 15 місяців після вапнування, але ефект був менший ніж очікувалося (до 70%). Оскільки концентрація  $^{90}\text{Sr}$  і  $\text{Ca}^{2+}$  у воді зросла, забруднення  $^{90}\text{Sr}$  риби залишилось відносно незмінним. Ці висновки не підтверджують ефективність використання вапнування як контрзаходу для зниження концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в рибі (Outola and Rask, 2011).

Ефективність внесення кальцію залежить від конкретного місця та часто є низькою, і, ймовірно, вона буде більш ефективною в озерах із тривалим часом утримання води, що дозволяє легше підтримувати підвищені концентрації кальцію. Ефективність залежить від хімічного складу води (наприклад, початкова концентрація кальцію, рН, загальна концентрація фосфору), кількості та типу застосовуваного кальцію та часу утримання води (ІАЕА, 2012). Внесення вапна в озера може бути дорогим, залежно від пов'язаних транспортних витрат.

### **1.3.2. Годування риб «чистими» кормами**

#### **1.3.2.1. При переміщенні риби в «чисту» водойму**

Впродовж 2016-2021 рр. в лабораторних акваріумних експериментах та у Чорнобильській зоні відчуження в одній з найбільш радіоактивно забруднених водойм – оз. Глибокому і оз. Старуха було проведено серію експериментів з вивчення швидкостей надходження та виведення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  з риби в природних умовах (Teien et al., 2021; Павленко та ін. 2021; Kashparova et al., 2020a, 2020b 2022; Звіт №110/1-пр-2019). Були отримані значення періоду біологічного напіввиведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого в різні сезони року без використання додаткового "чистого" годування риб при температурі води нижче  $7\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $T_{1/2}^{bio} = 231 - 990$ діб) та вище  $19\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $T_{1/2}^{bio} = 58 - 77$ діб) в залежності від маси риб в реальних умовах ЧЗВ (Кашпарова та ін., 2020a; Teien et al., 2021). Період напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі залежить від швидкості її зростання в «чистій» воді в літній час за рахунок біорозбавлення і може зменшуватися від 103 днів при помірному споживанні корму, коли вага риби практично не змінюється (Каглян та ін., 2018; Кашпарова та ін., 2020b), до 43 днів при

інтенсивному додатковому годуванні та збільшенні ваги риби в 2 рази протягом 2-3 місяців (Кашпарова и др., 2019; Kashparova et al., 2022).

Таким чином, напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі при переміщенні її в «чисту» воду та інтенсивному годуванні практично співпадає з аналогічною величиною для великої рогатої худоби – Табл. 1.3 (ІАЕА, 2012) і може бути використана в якості контрзаходу перед відловом риби не дивлячись на високу трудомісткість (Каглян та ін., 2018).

$^{90}\text{Sr}$  міститься, в основному, в кістковій тканині риб (лусці, скелеті, костках голови і т.д.) і практично не виводиться з організму (період напівзменшення перевищує 500 днів) (Teien et al., 2021). Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  в м'язовій тканині на два порядки величини менше порівняно з кістками (Gudkov et al., 2008). Тому зменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині при переміщенні риби в чисту водойму буде визначатися біорозбавленням за рахунок приросту нової «чистої» кісткової тканини. При цьому, очевидно, відносна швидкість цього приросту буде залежати від віку риб та інтенсивності їх годування – Рис.1.8 (Kashparova et al., 2023).

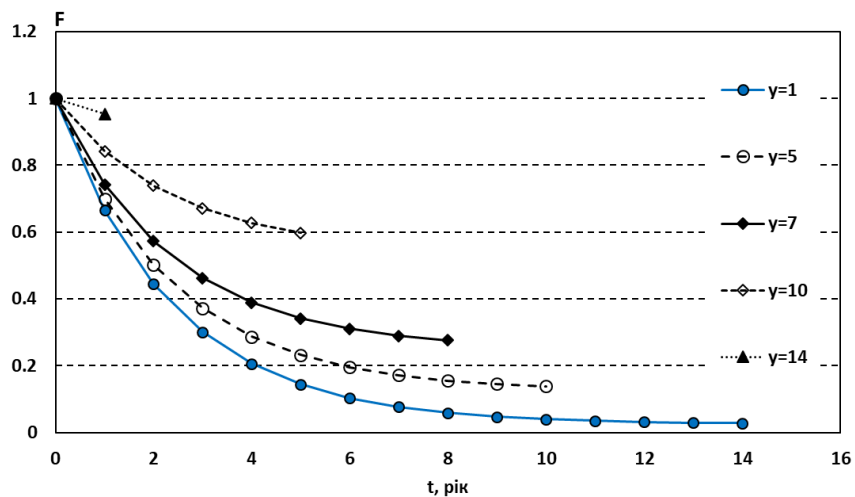


Рисунок 1.8 Динаміка відносної питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в організмі «забрудненого» карася різного віку (y) при пересадці в «чисту» воду (Kashparova et al., 2023).

Незважаючи на отримані результати про низьку швидкість виведення  $^{90}\text{Sr}$  з організму радіоактивно забруднених риб у природних умовах (Teien et al., 2021, Звіт №110/1-пр-2019) в роботі Тjahaja з співавторами спостерігалось досить швидке виведення  $^{85}\text{Sr}$  з м'язової та кісткової тканини коропа після його забруднення протягом 80 днів – Рис.1.9 (Тjahaja et al., 2012). На підставі цього можна зробити припущення про те, що якщо радіостронцій надходить у кров через зябра безпосередньо з води, то і виводиться він може з м'язової тканини при переміщенні риби в чисту воду з більшою швидкістю в порівнянні з кістковою тканиною. Людина вживає в основному м'язову тканину риб, яка має на два порядки величини нижчий вміст  $^{90}\text{Sr}$  у порівнянні з кістковою тканиною, тому витримка риби в «чистій» воді може бути ефективним контрзаходом для зменшення радіоактивного забруднення м'яса, але не цілої тушки риби з кістковою тканиною.

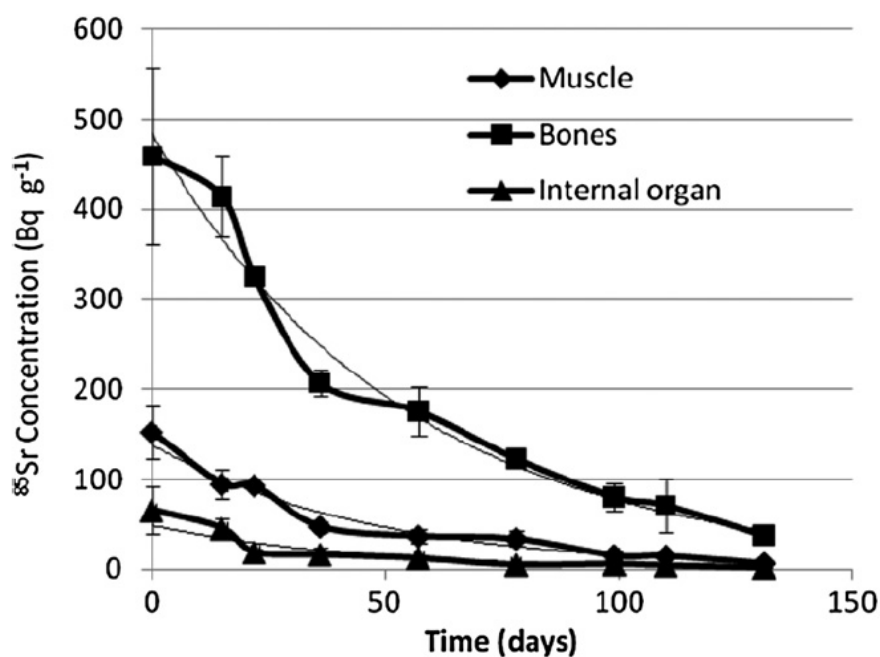


Рисунок 1.9 Динаміка питомої активності  $^{85}\text{Sr}$  в коропах в «чистій» воді (Тjahaja et al., 2012 ).

### 1.3.2.2. Без переміщення риби із забрудненої водойми

У природних умовах оз. Глибоке, яке є однією з найбільш забруднених радіонуклідами водойм Чорнобильської зони відчуження, у 2018-2021 році були проведені експериментальні дослідження з оцінки ефективності застосування додаткового "чистого" годування риб (*Carassius gibelio*) для зменшення рівнів їх радіоактивного забруднення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  (Павленко та ін. 2021, Kashparova et al., 2023).

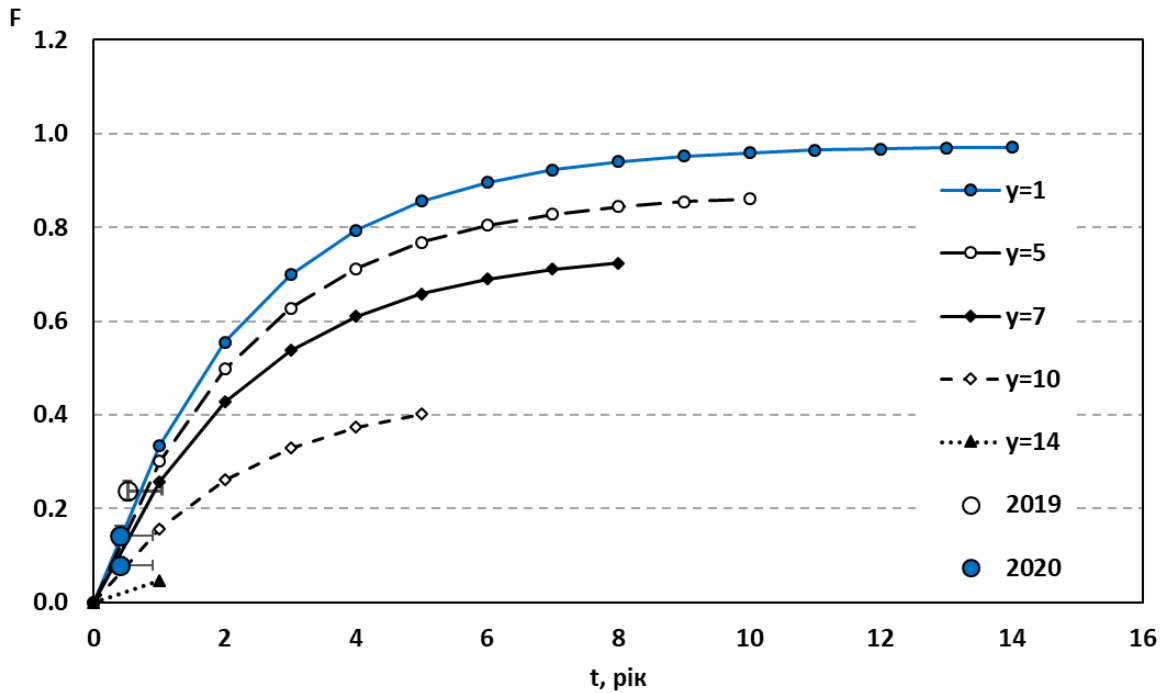
Радіологічна ефективність застосування додаткового "чистого" тонучого або плаваючого корму, як з доступом, так і без доступу риби до донних відкладів, в основному за рахунок біологічного розведення, була однаковою і становила 2-3 рази (Павленко та ін. 2021, Kashparova et al., 2023).

Експериментально в природних умовах ЧЗВ показано, що годування "чистими" кормами є ефективним контрзаходом для зменшення радіоактивного забруднення радіоізотопами цезію м'язової тканини риб.

Вперше була продемонстрована можливість виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму риби з періодом напіввиведення  $230 \pm 50$  діб при застосуванні додаткового «чистого» корму. При цьому за рахунок біологічного розведення біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині карасів сріблястих склав  $115 \pm 25$  діб (Павленко та ін. 2021, Кашпарова та ін., 2020а, 2022).

На відміну від  $^{137}\text{Cs}$ , застосування додаткового "чистого" годування призводило до збільшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риб порівняно з контролем (до 5 разів) прямо пропорційно відносному збільшенню маси риб за рахунок надходження стронцію в рибу через зябра безпосередньо з води, а не з кормом. Отже, додаткове чисте годування не впливатиме на радіоактивне забруднення аборигенних риб  $^{90}\text{Sr}$  у радіоактивно забрудненій водоймі.

На відміну від радіоцезію, у випадку радіоактивного забруднення водойми  $^{90}\text{Sr}$ , для зменшення його надходження в рибу, потрібно мінімізувати збільшення її зростання за рахунок припинення додаткового годування. Слід також зазначити, що найбільш швидко відбуватиметься забруднення радіостронцієм молоді риби за рахунок її швидшого відносного зростання в порівнянні з більш старими великими особинами – Рис.1.10.



Рисунком 1.10 Динаміка відносної питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в організмі «чистого» карася сріблястого (F) різного віку (y) при пересадці у воду, забруднену радіонуклідами (Kashparova et al., 2023).

Ефективність застосування додаткових «чистих» кормів для риби може бути підвищена за рахунок застосування технологій, спрямованих на максимальне збільшення маси риби і мінімізацію споживання ними природних радіоактивно забруднених кормів, а також, можливо, за рахунок застосування спеціальних добавок до штучного корму – селективних сорбентів цезію, таких як Берлінська лазур:  $\text{NH}_4\text{Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{K Fe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ,  $\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$ , фероцин (IAEA, 1997, Fesenko et al., 2006, 2007).

### 1.3.3. Кулінарна обробка риби

Як було зазначено вище, попередня кулінарна обробка продуктів може суттєво зменшити радіонуклідне забруднення продуктів харчування. Коефіцієнти утримання при різних видах переробки ( $Fr$ ) рибних продуктів та ефективність переробки ( $Pe$ ) наведені у табл. 1.5.

Таблиця 1.5

#### Коефіцієнт утримання при переробці харчових продуктів ( $F_r$ ) та ефективність переробки ( $P_e$ ) для риби (ІАЕА, 2010)

Продукт	Метод переробки	Елемент	$F_r$	$P_e$
Риба	Відварювання м'яса	Cs	0.2–0.9	0.5-0.9
		Sr	0,9	
	Смаження м'яса	Cs	0.8-0.9	0.7-0.8
	Гриль	Ca, Cl, Cu, I, K, Fe, Mg, Mn, Na, P, Se, Zn	$P_f = 1.1-1.2$	

З наведених даних видно, що при приготуванні риби найефективнішим методом кулінарної обробки для зменшення забруднення радіоцезієм кінцевого продукту є відварювання м'яса риби. Зокрема в Японії після аварії на АЕС Фукусіма спостерігалися високі концентрації радіоактивного цезію в рибі. Через це була потреба в дослідженні методів зниження активності



радіоактивного цезію в рибі, щоб рибне господарство і пов'язані з ним галузі могли відновити свою діяльність. Японськими вченими було досліджено метод промивання м'яса риби розчином NaCl різної концентрації для зменшення забруднення радіоцезієм, зокрема, при виробництві продуктів на основі сурімі (різновид рибних продуктів виготовлених з філейної частини риби).

Таблиця 1.6

**Вплив кількостей промивання на рівень залишкового радіоцезію в м'язах *Nibeа mitsukurii* (Watabe et al., 2013)**

Кількість промивань	<sup>134</sup> Cs (Бк/кг)	<sup>137</sup> Cs (Бк/кг)	Усього Cs (Бк/кг)	Залишковий Cs (%)
М'язи	93.7	127	220.7	100
3	38.3	47.2	85.5	38.8
4	29.8	41.6	71.4	32.2
5	37.8	46.7	84.5	38.5
9	25.8	36	61.8	31.6

Процес виробництва сурімі часто включає етапи промивання з використанням відносно низьких концентрацій сольового розчину, тому в дослідженні використовували 0,1% розчин NaCl. Об'єктом дослідження були риби виду *Nibeа mitsukurii* (Jordan and Snyder, 1900), зокрема їх м'язова тканина, яка використовується при виробництві сурімі. Так м'язи *Nibeа mitsukurii* розрізали на невеликі шматочки і додавали до різних об'ємів 0,1% розчину NaCl. Шматочки м'язів перемішували в сольовому розчині при 15°C протягом 5 хв. Після центрифугування при 2500× g протягом 10 хв, гранули піддавали подальшим процедурам промивання в 0,1% розчині NaCl за тих самих умов. Залишкові рівні радіоактивного цезію (приблизно 1/3 від початкового рівня) досягли плато після промивання трьома об'ємами

промивного розчину (табл. 1.6), що свідчило про те, що три об'єми промивного розчину є достатніми для видалення цезію з м'яса *Nibea mitsukurii* (Watabe et al., 2013 ).

Подібна тенденція спостерігалася і для тихоокеанської тріски (*Gadus macrocephalus* (Tilesius, 1810)) при використанні трьох об'ємів промивання (табл. 1.7), з цього вчені зробили попередній висновок, що найбільш ефективний об'єм промивання може не залежати від виду риби.

Таблиця 1.7

**Вплив кількостей промивання на рівень залишкового радіоцезію в м'язах *Gadus macrocephalus* (Watabe et al., 2013)**

Кількість промивань	<sup>134</sup> Cs (Бк/кг)	<sup>137</sup> Cs (Бк/кг)	Усього Cs (Бк/кг)	Залишковий Cs (%)
0	–	–	163	100
1	29.5	35.7	65.2	40.3
1	26.3	39.9	66.2	41
1	37.8	46.7	84.5	38.5
Середнє 1				41.5
2	24.2	24.3	48.5	30
2	20.7	23.2	43.9	27.1
Середнє 2				28.6
3	13.9	23.5	37.4	23.1
3	15.1	21.3	36.4	22.4
3	18.8	15.7	24.5	21.4
Середнє 3				22.3

## Висновки до розділу 1

1. За виключенням застосування додаткових «чистих» кормів, до теперішнього часу не було розроблено й випробувано на практиці та впроваджено дешевих і високоефективних контрзаходів для зменшення вмісту радіоізоотопів стронцію і цезію в рибі.
2. Застосування сполук Берлінської лазури в кормах для риби (за аналогією з сільськогосподарськими тваринами) може виявитися високоефективним контрзаходом для зменшення вмісту в рибі радіоізоотопів цезію, що потребує експериментальної перевірки в природних умовах.
3. Проведені дослідниками короткострокові лабораторні експерименти показали, що радіоізоотопи стронцію досить швидко можуть виводитися з м'язової тканини риби при утриманні риби в чистій воді, що потребує перевірки для риби, радіоактивне забруднення яких відбувалося тривалий час у природних умовах, наприклад аборигенні риби з високо радіоактивно забруднених озер Чорнобильської зони відчуження.
4. Необхідне уточнення швидкостей надходження і виведення радіостронцію з риби за різної температури води і режимів годівлі.
5. Допустимі рівні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у цілій рибі в Україні (ДР-2006) можуть виявитися вкрай консервативними через основний вміст радіостронцію в кістковій тканині та незначне його надходження до продуктів харчування людини, що потребує уточнення.

## РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Вивчення ефективності застосування захисних заходів, таких як: використання додаткового чистого корму, додавання до корму риб сорбентів радіоцезію, витримка риби в "чистій" воді та кулінарна обробка риби проводили як у природних умовах ЧЗВ, так і в контрольованих лабораторних умовах на базі Українського науково-дослідного інституту сільськогосподарської радіології НУБіП України (Kashparova et al., 2022, 2023; Pavlenko et al., 2023, 2024, Kashparov et al., 2024).

### 2.1. Об'єкти лабораторних та польових досліджень

Об'єктами дослідження були обрані такі види риб з родини коропових (Cyprinidae) (рис. 2.1): карась сріблястий (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) і лин (*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)). Ці риби є поширеними, як на території всієї України так і в прісноводних озерах ЧЗВ, та вирізняються порівняно високими рівнями питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  серед усіх риб Чорнобильської зони відчуження (Каглян та ін., 2021). Карась і лин є дуже стійкими рибами, зокрема лин пристосовувався до життя в прибрежних зонах Балтійського моря, а також обидва види риб можуть жити при низькому рівні кисню у воді та толерантні до змін якості води. З огляду на високу пристосовуваність карась використовується в лабораторних акваріумних експериментах для підтвердження або спростування умов впливу неконтрольованих факторів навколишнього середовища у польових умовах.



Рисунок 2.1 Загальний вигляд риб виду *Carassius gibelio* (а) та *Tinca tinca* (б), які використовувались під час експериментів.

Для вивчення змін параметрів швидкості накопичення і виведення радіонуклідів з застосуванням контрзаходів та без такого в природніх та лабораторних умовах «чисті» карасі у віці від 1 до 2 років і масою 10 – 40 г виловлювалися, або з заплавного озера ( $50.663383^{\circ}$ ,  $30.722267^{\circ}$ ), або в озері ( $50.341804^{\circ}$ ,  $30.420422^{\circ}$ ). Обидві водойми розташовані на відстані більше 90 км від Чорнобильської АЕС, в передмістях Києва.

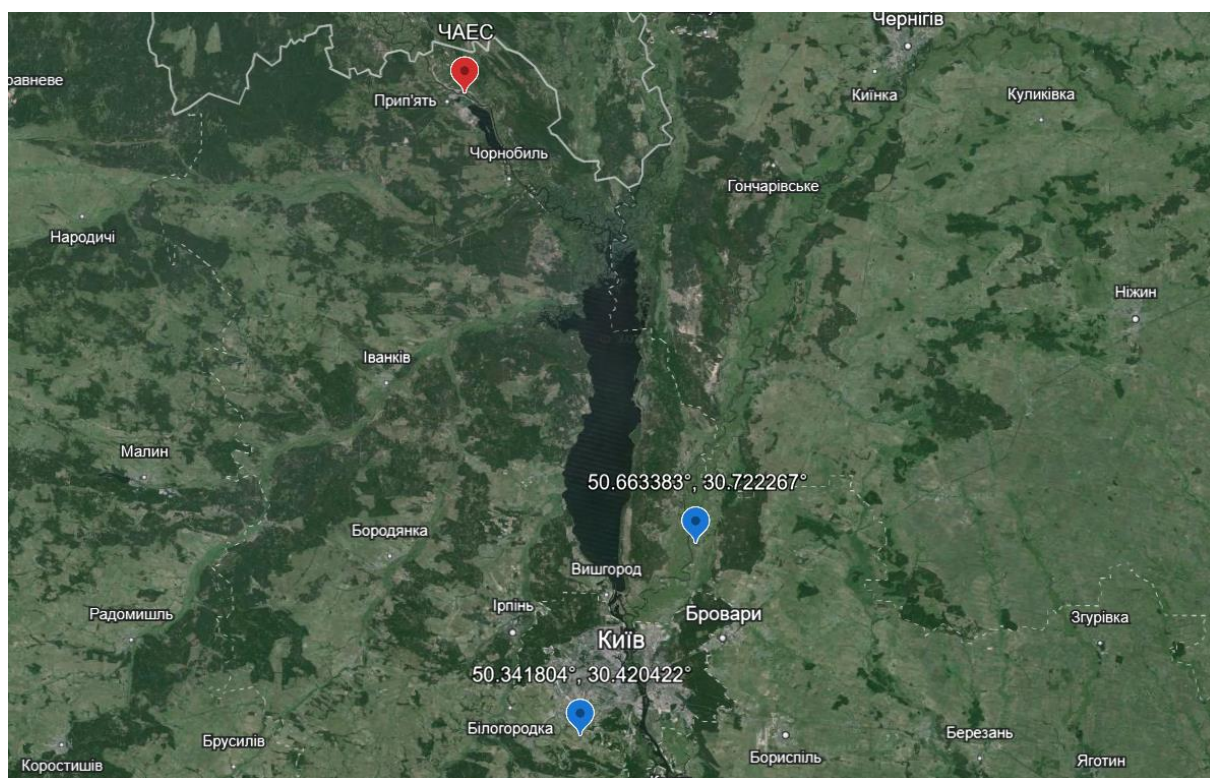


Рисунок 2.2 Розташування заплачних озер з яких виловлювалася «чисті» карасі сріблясті (*Carssiuuss gibelio*)

Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в рибі була менше мінімально детектованої активності (МДА) ( $10 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) і в тисячі разів менша ніж на експериментальному озері в Чорнобильській зоні відчуження (Каглян та ін., 2021; Teien et al., 2021). Для вивчення динаміки виведення радіонуклідів у "чистій" воді лини з високими рівнями радіоактивного забруднення і масою від 200 до 1000 г були виловлені безпосередньо у оз. Глибоке в ЧЗВ і переміщені «чисту» водойму – оз. Старуху ( $51.358174^\circ$ ,  $30.207388^\circ$ ) (рис. 2.3) (Teien et al., 2021). Всі експерименти проведено з дотриманням вимог Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для наукових експериментів або в інших наукових цілях від 1986 р., а також Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження» від 21.02.2006 р. № 3447-IV в редакції від 04.08.2017 р.».

## **2.2. Опис експериментальних водойм в Чорнобильській зоні відчуження**

Експериментальні дослідження з застосуванням контрзаходів і вивчення змін параметрів надходження і виведення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  при застосуванні контрзаходів з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) і лини (*Tinca Tinca*) проводилися протягом 2020-2021 років в природних умовах Чорнобильської зони відчуження (Pavlenko et al., 2023, 2024). Динаміку радіоактивного забруднення «чистої» риби вивчали в одній з найбільш забруднених радіоактивним речовинами водойм в ЧЗВ – озері Глибоке ( $51.444796^\circ$ ,  $30.063938^\circ$ ) на північно-західному сліді чорнобильських радіоактивних випадань на відстані 6.5 км ( $338^\circ$ ) від ЧАЕС (рис. 2.3, 2.4а) (Gudkov, 2008; Гудков та ін., 2015; Каглян та ін., 2012, 2019, 2021; Kashparov et al., 2018, 2020). Довжина озера сягає 1.2 км, а максимальна ширина – 250 м з глибиною до 6–7 м в центральній частині водойми. Впродовж останніх років питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді слабо змінювалася і становила близько 50-100 і 2-10  $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , відповідно (рис. 2.3)



(Національна доповідь України, 2011; Каглян та ін., 2021). Озеро Старуха (51.358174°, 30.207388°), розташоване північно східніше ЧАЕС (115°) на відстані 8.1 км за межами північно-західного радіоактивного сліду, було задіяне в якості контрольної «чистої» водойми для визначення швидкості виведення радіонуклідів з контамінованої риби, відібраної з оз. Глибоке (рис. 2.3, 2.4б).

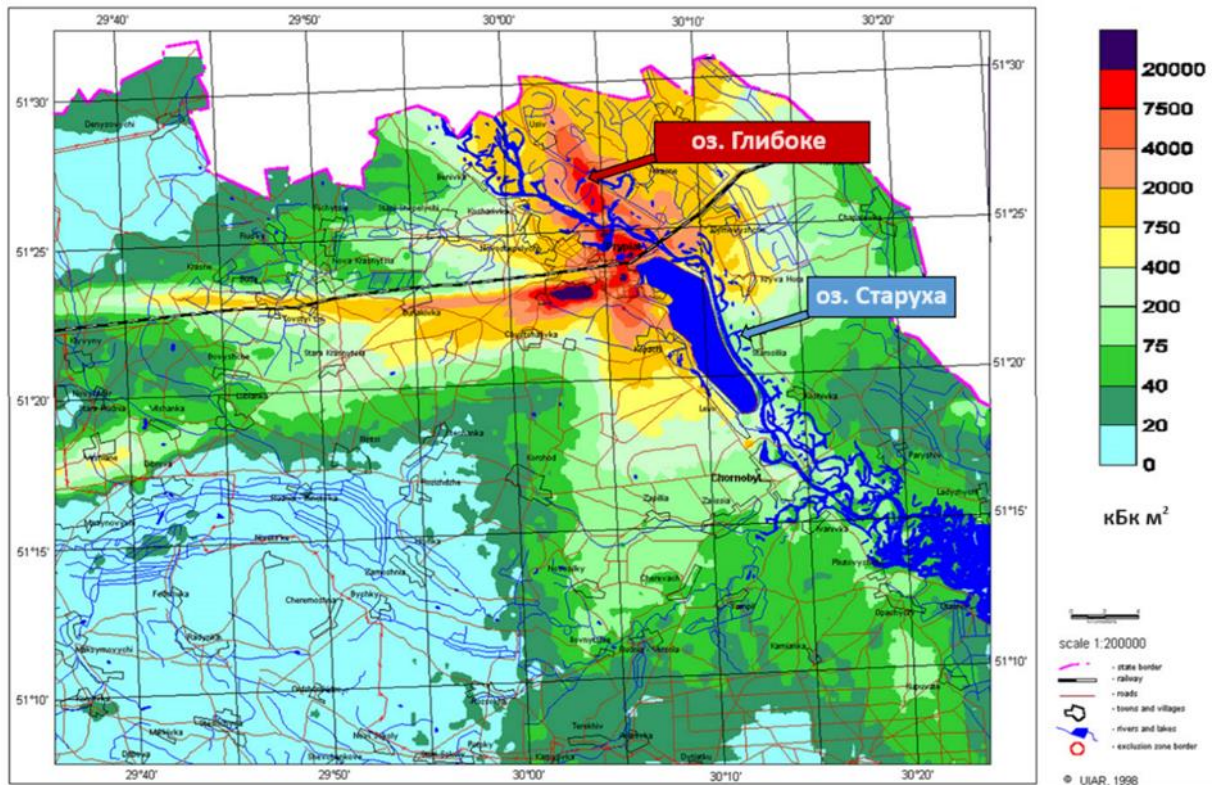


Рисунок 2.3 Карта щільності забруднення 30-ти кілометрової зони ЧАЕС  $^{90}\text{Sr}$  (1997 рік) з відміченим на ній розташуванням оз. Глибоке і Старуха (Kashparov et al., 2018).

Показники якості води в озері Старуха були досить подібними до озера Глибоке: рН 7.2-7.6, концентрація Са  $30 \pm 2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ , електропровідність  $200\text{-}235 \text{ мкСм} \cdot \text{см}^{-1}$  і помірний вміст розчиненого органічного вуглецю (DOC  $9\text{-}12 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ). Концентрація стабільного Sr становила  $106\text{-}145 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ . Таким чином, показники якості води та концентрації стабільного аналога  $^{90}\text{Sr}$  були відносно однаковими в обох озерах, хоча концентрація  $\text{K}^+$  була приблизно в

2 рази вищою в озері Старуха порівняно з озером Глибоке ( $1.2 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ) (Teien et al., 2021).



а

б

Рис 2.4. Загальний вигляд озера Старуха (а) та озера Глибоке (б)

Для досліджень в природних умовах ЧЗВ використовувались клітки–садки розміром  $1 \times 1 \times 1 \text{ м}$ , обтягнуті пластиковою сіткою з розміром вічок  $1 \text{ см}$  (рис. 2.5). Впродовж усього часу проведення досліджень в природних умовах ЧЗВ здійснювалися безперервні автоматичні вимірювання температури води в оз. Глибоке і оз. Старуха за допомогою Onset HOB0 UA-001-64 Waterproof Pendant 64K Temperature Data 45 Loggers (Onset Computer Corporation, USA), які були розміщені в садках.

### **2.2.1 Вплив годівлі риб кормом з радіосорбуючими властивостями на накопичення і виведення радіонуклідів**

Проведені нами у 2018-2021 році дослідження у природних умовах ЧЗВ продемонстрували ефективність використання додаткового чистого корму, як заходу що запобігає надходженню  $^{137}\text{Cs}$  в організм карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) в озері Глибоке (Павленко та ін., 2021; Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023). Споживання забрудненою рибою чистого корму в природних умовах призвело до зниження



концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риби у 2-5 разів, насамперед за рахунок збільшення маси риби і, таким чином, біорозведення. Біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині забрудненої риби в озері Глибоке, яка споживала як природний, так і додатковий чистий корм, становив  $115 \pm 25$  днів (Павленко та ін., 2021), на відміну від періодів напівзменшення питомої активності 46-95 днів, отриманих для риби, яка споживала лише чистий корм у чистій воді (Кашпарова та ін., 2019, 2022).

У природних умовах ЧЗВ застосування додаткового чистого корму не призвело до суттєвого зменшення споживання рибами забрудненого  $^{137}\text{Cs}$  корму. Тому радіологічну ефективність чистого корму як контрзаходу можна підвищити шляхом додавання селективних сорбентів Cs, таких як гексаціаноферрати (МАГАТЕ, 1997; Fesenko et al., 2007). Для нашого дослідження ми використовували спеціально приготовлений корм з різними концентраціями залізо-гексаціаноферат калію (KF<sub>6</sub>CF).

Надходження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в організм карася, якого годували чистим кормом, що містив різні концентрації KF<sub>6</sub>CF, досліджувалося у риби, яких утримували в садках в озері Глибоке ( $51.444796^\circ$ ,  $30.063938^\circ$ ), найбільш забрудненому озері в межах Чорнобильської зони відчуження (Кашпаров та ін., 2020; Teien et al., 2021; Kashparova et al., 2023). Експерименти проводили в період з червня по жовтень 2021 року з використанням тих самих контрольних риби (Pavlenko et al., 2023), що описані раніше (Kashparova et al., 2023).

У дослідженні (Додаток А) використовували аборигенних карасів (*Carassius gibelio*) віком 1+ років із середньою масою тіла 16 і 20 г, виловлених з озера поблизу Києва, де концентрації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у риби не перевищували  $10 \text{ Бк кг}^{-1}$ , тобто були на три порядки нижчими за рівні радіоактивного забруднення аборигенної риби в озері Глибоке ( Teien et al., 2021; Каглян та ін., 2021; Kashparova et al., 2023).

Садки розміром 1×1×1 м були обтягнуті пластиковою сіткою з вічком 1 см (Teien et al., 2021; Pavlenko et al., 2021; Kashparova et al., 2023). Загалом у дослідження було включено 8 окремих кліток: 2 контрольні садки (1 і 2) без додаткового чистого корму; 2 садки (3 і 4) з чистим кормом без KFCF, 2 садки (5 і 6) з чистим кормом з 0,1 % KFCF і 2 клітки (7 і 8) з чистим кормом з 1 % KFCF (Додаток А). Всі плавучі садки були розташовані на відстані 6-10 м від берега озера Глубоке на глибині 1,3-1,6 м, без контакту з донними відкладеннями (0,3-0,6 м над відкладеннями), тобто 10-15 см садка знаходилося над поверхнею води. Садки № 3-8 з чистим кормом, що тоне (та з різним вмістом KFCF), були розташовані на відстані 20-30 метрів від двох контрольних садків.

Сім чіпованих коропів були поміщені в кожну клітку 1 червня 2021 року. Вживлений в черевну порожнину чіп (розміром 10 мм) дозволяв ідентифікувати рибу, що дало змогу відстежувати зміни маси окремих риб протягом експериментального періоду.

Дві автоматичні годівниці (Aqua Nova, Польща) були розміщені на кожній клітці (3-8), і подавали однаковий об'єм чистого тонучого корму в клітки двічі на день, о 12:00 і 18:00 годині. Добова маса корму (30 г на добу, приблизно 8-20 % від загальної маси тіла риб) завжди перевищувала необхідну добову норму в 1-2 % від маси тіла риб (Craig et al., 2009; Kevern 1966). Корм надходив з годівниці через направляючу трубу на спеціальну пластину в центрі садків (рис. 2.5), щоб запобігти втратам через пластикову сітку на дні садків. Для контролю кількості використаного корму щомісяця вимірювали вагу корму, доданого в годівницю, з точністю до ±1 грама.



Рисунок 2.5 Загальний вигляд садків з годівницями



В якості корму використовували промисловий комбікорм для ставкового карася виробництва "Скалярія" (м. Рівне, Україна, <https://skaliaria.rv.ua/>) з розміром гранул 3 мм (30 % протеїну, 10 % жиру, 3 % клітковини, вітаміни А, D<sub>3</sub>, Е, С). На промислових потужностях фірми "Skaliaria" (Rivne, Ukraine <https://skaliaria.rv.ua/>) був виготовлений гранульований тонучий корм розміром 3 мм з різним вмістом селективного сорбента цезію – KFCSF: 0%, 0.1% і 1%.

У процесі приготування корму під час змішування інгредієнтів додавали 0,1% KFCSF (0,1 % від маси корму) і 1 % KFCSF від маси корму, відповідно до рекомендацій МАГАТЕ для дрібних тварин – 10-40 мг (доб. кг)<sup>-1</sup> живої маси тварини (МАГАТЕ, 1997). Після цього корм гранулювали в гранули (рис. 2.6).



а

б

в

Рисунок 2.6 Зовнішній вигляд гранульованого корму з різним вмістом KFCSF: а – 0%, б – 0.1% та в – 1%

### 2.2.2 Визначення сорбції <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs кормом

Сорбція <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr, що знаходяться у воді, чистим кормом, що містить різні концентрації KFCSF, вивчалася як в польових, так і в лабораторних умовах (Pavlenko et al., 2023). У польових умовах 100 г кормових гранул з різним вмістом KFCSF у пластиковій сітці (3 повторності) витримували в озері Глибоке протягом 10 хвилин при вмісті у воді <sup>90</sup>Sr 100±10 Бк·л<sup>-1</sup> і <sup>137</sup>Cs 4±1 Бк·л<sup>-1</sup> (Teien et al., 2021). Потім корм зважували, висушували, знову зважували і визначали концентрації

$^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у висушеному кормі. У лабораторних дослідах три наважки корму по 10 г кожна, без та з 0,1 % та 1 % KF<sub>2</sub>CF<sub>3</sub>, витримували протягом різних періодів часу (1, 5, 10, 15, 30, 60 та 120 хвилин при температурі води 20 °С) у пластиковому сітчастому мішку у розчині, що містив 1 000 мл води з озера Глибоке з додаванням 1 мл розчину  $^{137}\text{CsCl}$ . Отримана концентрація  $^{137}\text{Cs}$  у воді становила  $1,0 \pm 0,1$  кБк·л<sup>-1</sup>. Після витримки у воді протягом визначеного часу корм зважували і вимірювали активність  $^{137}\text{Cs}$  у кормі. Крім того, концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у воді визначали на початку і в кінці кожного експерименту.

### **2.2.3 Вплив витримки риби у «чистій» воді на виведення радіонуклідів з організму риб**

Дослідження було проведено на 25 особинах лина (*Tinca tinca*), вагою 200-1000 грамів (Pavlenko et al., 2024). Рибу виловлювали живцем за допомогою фінської катіски влітку 2020 (5 особин) та 2021 року (20 особин) з озера Глибоке. Кістки були взяті у 5 риб у 2020 році, а в 2021 році кісткова та м'язова тканини були взяті у ще 5 риб одразу після вилову з оз. Глибоке. Ще 15 риб у 2021 році були переведені в "чисте" озеро Старуха (N 51.358174°, E 30.207388°) з низькою концентрацією  $^{90}\text{Sr}$  у воді (близько 0,12 Бк·л<sup>-1</sup>) – Рис.2.3. Рибу утримували в садках розміром 1×1×1 м, обтягнутих пластиковою сіткою з вічком 1 см і кришкою зверху (рис. 2.7). Садки розміщували на дні озера на глибині 0,8-0,9 м з верхньою частиною на висоті 10-20 см над поверхнею води. На садки у верхній частині були встановлені дві автоматичні годівниці (Aqua Nova, Польща), які подавали однаковий об'єм чистого тонучого корму в садки двічі на день, о 12:00 та 18:00 годині. Добова маса корму (120 г на добу, приблизно 1-4 % від загальної маси тіла риб) завжди перевищувала необхідну добову норму в 2-4 % від маси тіла риб (Craig et al., 2009). В якості корму використовували комерційний корм для ставкового коропа виробництва "Скалярія" (м. Рівне, Україна, <https://skaliaria.rv.ua/>) з розміром гранул 3 мм (30 % протеїну, 10 % жиру, 3 %

клітковини, вітаміни А, D<sub>3</sub>, Е, С). З годівниці корм надходив на спеціальну пластину на дні кліток для запобігання втрат через пластикову сітку.

Після утримання риб у "чистій" воді озера Старуха у 2021 році протягом 3, 15 та 45 діб з садків випадковим чином було відібрано по 5 особин і після зважування та вимірювання довжини у кожної риби окремо було відібрано зразки м'язової та кісткової тканин.



Рисунок 2.7 Загальний вигляд місця проведення експерименту на озері Старуха

### 2.3. Опис лабораторних експериментів

Як об'єкти дослідження в лабораторних експериментах було обрано незабруднених карасів сріблястих віком 1+ років масою  $19 \pm 5$  г і довжиною 9-11 см, відібраних із заплавного озера в передмісті Києва ( $50.663383^\circ$ ,  $30.722267^\circ$ ) аналогічно до досліджень у ЧЗВ (Teien et al., 2021; Павленко та ін., 2021; Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023). Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у рибі не перевищувала  $10 \text{ Бк кг}^{-1}$  (Teien et al., 2021; Kashparova et al., 2023). Швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  в рибу за різних температур ( $5\text{-}27^\circ\text{C}$ ) та режиму годівлі (0-1,5% маси корму на добу від маси риб) визначали в лабораторних умовах в акваріумах об'ємом 9-200 л (табл. 2.1). Для всіх акваріумів використовували воду, близьку за хімічним складом до води озера Глибоке в ЧЗВ:  $\text{K}^+$  -  $1.4 \pm 0.5 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{Ca}^{2+}$  -  $30 \pm 1$

мг·л<sup>-1</sup>; <sup>88</sup>Sr – 0.12±0.04 мг·л<sup>-1</sup>; <sup>133</sup>Cs - 5±3 нг л<sup>-1</sup> (Teien et al, 2021; Кашпарова та ін., 2019, 2020а, 2022), завжди брали з одного й того ж природного заплавного озера (N 50.224737°, E 30.670096°) поблизу р. Дніпро в районі м. Києва.

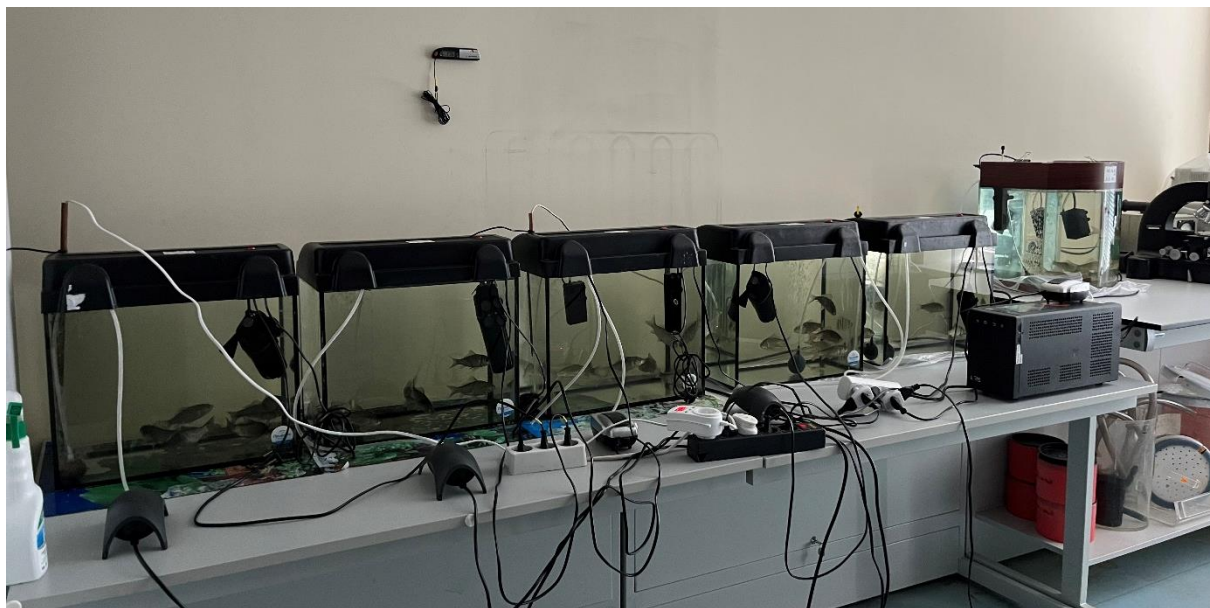


Рисунок 2.8 Проведення лабораторних експериментів з вивчення надходження <sup>90</sup>Sr з води при різній температурі і режимах годівлі

Для вивчення надходження <sup>90</sup>Sr з води при мінімальному споживанні корму використовували акваріуми об'ємом 27 літрів з 15 рибами на один акваріум (рис 2.8). Для інтенсивного росту 15 риб за рахунок споживання максимальної кількості корму використовували 74- та 200-літрові акваріуми (табл. 2.1). Вивчення виведення <sup>90</sup>Sr з риб проводили в акваріумах об'ємом 200 літрів. Пасивна інтегрована мітка-транспондер (PIT) (8 мм x 1,4 мм FDX-B "Skinny", Oregon RFID, США), вживлена в черевну порожнину, дозволила ідентифікувати рибу і відстежувати зміни маси та рівня активності <sup>90</sup>Sr в окремих рибах протягом кожного експериментального періоду. Всі експерименти проводили в 2-х і 3-х повтореннях. У деяких дублюючих експериментах (табл.2.1) рибу для годування пересаджували на 30 хвилин в акваріуми з чистою водою для перевірки ступеня впливу забруднення корму від води на надходження радіонуклідів до риби.

Для вимірювання активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій і м'язовій тканині риби у кожному акваріумі риби були розділені на однорідні групи по 5 чіпованих риби відповідно до їхньої ваги на початок експерименту для відбору проб у різний час після витримки в "чистій" воді.

Постійний контроль та підтримання температури води в акваріумах здійснювали за допомогою терморегулятора (DigiTOP TP-1, Україна) з точністю до  $0,1^{\circ}\text{C}$  та нагрівачів (AquaEl Platinum, Польща) потужністю 50-300 Вт з точністю до  $0,5^{\circ}\text{C}$ , а також термометрів та автоматичних датчиків Onset HOBO UA-001-64 Waterproof Pendant 64K Temperature Data Loggers (Onset Computer Corporation, США). Для підтримання температури води  $5\pm 1^{\circ}\text{C}$  та  $12\pm 1^{\circ}\text{C}$  акваріуми були поміщені в термостатований інкубатор TC 445 S (Lovibond).

Акваріумну воду постійно фільтрували фільтрами (Resun Magi 200, Китай на 9 л та AquaEl Fan Mini Plus, Польща на 27 л). Зовнішній фільтр (RESUN EF-800, Китай) використовували для акваріумів об'ємом 74 л і 200 л. Фільтри чистили раз на тиждень. Повітря у воду в акваріумах подавали за допомогою компресорів та розпилювачів (Tetra Tetrates APS 50-150 та Tetra AS50, Німеччина).

Під час експериментів заміну води в акваріумах проводили після контролю її прозорості та хімічного складу за допомогою набору тестів (Tetra Test bin1, Німеччина): кислотність (pH), жорсткість (KH і GH), вміст нітритів ( $\text{NO}^{2-}$ ), нітратів ( $\text{NO}^{3-}$ ) і хлору ( $\text{Cl}_2$ ) кожні 7-30 днів.

В якості корму для риби використовували гранульований корм "Nutra Olimpic" норвезької компанії Skretting (40% протеїну та 8% жиру) з розміром гранул 1,2 мм (Кашпарова та ін., 2020а, 2022, 2023) у різних кількостях (табл. 2.1).

Перед початком усіх експериментів (забруднення води радіонуклідами) риби адаптувалися протягом 2 тижнів в аналогічних умовах (розмір акваріумів, температура води та режим годівлі) для кожного запланованого експерименту.



### 2.3.1 Умови експериментів з вивчення надходження $^{90}\text{Sr}$ в організм риб з води

Експериментальне дослідження динаміки надходження  $^{90}\text{Sr}$  в організм риб безпосередньо з води проводили в серії лабораторних акваріумних дослідів при температурі води  $5-27^\circ\text{C}$  та різній годівлі (табл. 2.1).

Після двотижневої адаптації риб до умов утримання та підміни води в кожен акваріум вносили необхідну кількість розчину  $^{90}\text{SrCl}_2$  для досягнення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  на рівні  $0,10 \pm 0,01$  Бк  $\text{мл}^{-1}$  або  $0,20 \pm 0,02$  Бк  $\text{мл}^{-1}$  (табл. 2.1). Концентрацію  $^{90}\text{Sr}$  в акваріумній воді вимірювали на початку і в кінці кожного експерименту, а також перед зміною води в акваріумах.

У частині дослідів за температури радіоактивно забрудненої води  $5 \pm 1^\circ\text{C}$  риби не отримували їжі протягом усього часу експерименту (табл. 2.1), що є типовим для карася сріблястого на півночі України. В усіх інших дослідах за температури  $5-27^\circ\text{C}$  риби отримували "чистий" корм Skretting Nutra Olympic, що відповідає добовому споживанню від  $0,15 \pm 0,02\%$  до  $1,5 \pm 0,2\%$  корму, виходячи з маси риби за добу (табл. 2.1). Риб в експериментах за температури  $12^\circ\text{C}$  і  $27^\circ\text{C}$  з одного акваріума на 30 хвилин переносили в акваріуми з чистою водою за тієї ж температури для годування, щоб запобігти радіоактивному забрудненню корму з води і надходженню  $^{90}\text{Sr}$  в організм риб з їжею. В інших акваріумах для порівняння рибу не пересажували і годували у воді, що містила радіонукліди.

**Умови проведення акваріумних експериментів з вивчення надходження  
<sup>90</sup>Sr в організм риб з води**

Температура води, °С	Об'єм акваріума, л	Питома активність <sup>90</sup> Sr у воді, Бк мл <sup>-1</sup>	Тривалість експерименту t <sub>max</sub> , доба	Годування (DM), %
5±1	27	0.10±0.01	30	0
5±1	27	0.10±0.01	61	0.15**
12±1	27	0.10±0.01	60	0.15
12±1*	27	0.20±0.01	64	0.3
12±1	27	0.20±0.01	60	0.6**
17±1	27	0.20±0.01	60	0.15
17±1	74	0.20±0.01	60	0.5
17±1	200	0.20±0.01	60	0.8-0.9**
22±1	70	0.20±0.01	64	0.5
22±1	200	0.20±0.01	64	1.5
27±1*	27	0.20±0.01	63	0.15
27±1	74	0.20±0.01	60	0.5
27±1	200	0.20±0.01	60	1.5

\* з одного паралельного акваріума для запобігання забрудненню корму від води, риби пересаджувалися в акваріум з чистою водою для годування протягом 30 хвилин.

\*\* - максимальна кількість корму, яку могли з'їсти риби, при даній температурі води за 30 хвилин.

### 2.3.2 Умови експерименту з вивчення динаміки виведення $^{90}\text{Sr}$ з риби

Дослідження виведення  $^{90}\text{Sr}$  з організму риб було розпочато після етапу забруднення (водою, забрудненою  $^{90}\text{Sr}$  протягом 60 днів у 200-літрових акваріумах) і проводилося за тих самих умов навколишнього середовища та годівлі протягом 45 та 61 днів у чистій воді (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

#### Умови проведення акваріумних експериментів з виведення $^{90}\text{Sr}$ з організму риб у чистій воді

Температура води, °C	Об'єм акваріума, л	Питома активність $^{90}\text{Sr}$ в кістковій тканині для $t=0$ , Бк $\text{г}^{-1}$	Тривалість експерименту $t_{\text{max}}$ , доба	Годування (DM), %
25±1	200	0.8±0.2	64	0.5
22±1	200	4.0±0.5	45	0.5

### 2.4. Умови експерименту з вивчення впливу кулінарної обробки риби на рівні забруднення рибних продуктів радіонуклідами

Оскільки до 97%  $^{90}\text{Sr}$  міститься в кістковій тканині риб (Gudkov et al., 2008; Yankovich et al., 2010), після видалення луски та голови риби особлива увага приділяється переходу стронцію з кісткової тканини хребта під час кулінарної обробки в харчові продукти. Для досягнення цієї мети зразки кісткової тканини 5 риб (*Tinca Tinca*) були відібрані безпосередньо з озера Глибоке, а ще у 5 риб – після 45-денного утримання в "чистій" воді озера Старуха. У лабораторних умовах близько 10 г кісткової тканини хребта, попередньо очищеної від частин м'язової тканини, кип'ятили в 100 мл дистильованої води при 100°C протягом 30 хв. Після цього вимірювали активність  $^{90}\text{Sr}$  окремо у відварених кістках і

бульйоні для визначення коефіцієнта утримання Sr при харчовій обробці при відварюванні риб'ячих кісток.

## **2.5. Відбір зразків**

### **2.5.1. Відбір зразків води**

Для вимірювання активності радіонуклідів у воді з кожного озера або акваріума здійснювався відбір проб в різні пори року або при кожному пробовідборі шляхом фільтрації води (0.45–1 мкм) безпосередньо на місці в польових умовах або після підкислення (5% HNO<sub>3</sub>) в лабораторних умовах.

### **2.5.2. Відбір зразків тканин риби**

Рибу знерухомлювали шляхом удару по голові, вимірювали її масу та загальну довжину. Зразки м'язової тканини, вмісту кишківника та кісткової тканини відбиралися відповідно до протоколу відбору проб EMERGE (Rosseland et al., 2001). Після видалення шкіри відділені зразки м'язової тканини переносили у пластикові пробірки об'ємом 5 мл (Sarstedt) або у поліетиленові пакети в залежності від маси зразку. Усі проби зберігалися у морозильній камері при температурі 20°C до проведення аналізу (Pavlenko et al., 2023; 2024). Кожна риба регулярно зважувалася в польових або лабораторних умовах до закінчення експерименту. Для визначення фонових рівнів також були відібрані м'язова тканина та кістки сріблястого карася і лина з озер Глибоке і Старуха.

Масу кожної риби визначали на початку і в кінці кожного експерименту, а також після кожного прижиттєвого вимірювання активності. Маса всіх зразків вимірювалася перед вимірами активності радіонуклідів на вагах (KERN pfb) з точністю до 0.01 г і (AXIS AD200) з точністю до 0.001 г (Pavlenko et al., 2023, 2024).

## **2.6. Визначення питомої активності радіонуклідів в зразках води та риби**

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

### **2.6.1. Визначення питомої активності $^{137}\text{Cs}$ в зразках риб методами $\gamma$ -спектрометрії**

Вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді і зразках м'язової тканини та вмісту кишківника риб проводили в пластикових ємностях (посудинах Марінеллі об'ємом 1 л для води та Віаллі об'ємом 5 см<sup>3</sup> і 20 см<sup>3</sup> для зразків органів риб) на низькофоновому  $\gamma$ -спектрометричному комплексі ADCAM-300 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  $^{60}\text{Co}$  1,33 МеВ в низькофоновому пасивному захисті (Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023) і використання еталонних джерел з відомою активністю при однаковій геометрії. Мінімально детектуєма активність  $^{137}\text{Cs}$  складала 0.1 Бк. Калібрування спектрометра проводилася за раніше опублікованої методики (ASTM, 2014) з використанням сертифікованих стандартів. Калібрування спектрометра для флаконів об'ємом 5 см<sup>3</sup> і 20 см<sup>3</sup> проводили з використанням стандарту рідких мультинуклідів для об'ємів заповнення 1 см<sup>3</sup> і 10 см<sup>3</sup>, відповідно. Оскільки обсяги заповнення зразків тканин риб не завжди відповідали геометрії калібрування, була проведена корекція. Геометрична корекція заснована на визначенні об'єму зразка в кожному контейнері. Поправочні коефіцієнти розраховувалися з використанням залежності ефективності реєстрації від об'єму зразка для кожного флакона (табл. 2.3). Корекційні функції були отримані на основі послідовних вимірювань різних об'ємів рідкого стандарту  $^{137}\text{Cs}$ . Об'єми вимірюваних стандартних зразків варіювалися від 0,1 мл до 1,5 мл з кроком 0,1

мл для флакона на 5 мл і від 2 мл до 15 мл з кроком 1 мл для флаконів на 20 мл (Kashparova et al., 2023).

Таблиця 2.3

**Поправочні коефіцієнти (CF) на геометрію джерела для зразків різного об'єму (V) при прямих гамма-спектрометричних вимірюваннях (низькофоновий  $\gamma$ -спектрометричний комплекс з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) та детектором високочистого германію GEM-30185 «EG & G ORTEC» (США)) з  $^{137}\text{Cs} \rightarrow ^{137\text{m}}\text{Ba}$  (661,66 кеВ). У ємностях об'ємом 5 мл та 20 мл.**

5 мл ємність		20 мл ємність	
V, мл	CF	V, мл	CF
1,5	1,00	2	0,56
1,4	0,98	3	0,63
1,3	0,96	4	0,66
1,2	0,94	5	0,72
1,1	0,91	6	0,79
1	0,89	7	0,83
0,9	0,87	8	0,90
0,8	0,85	9	0,95
0,7	0,83	10	1,00
0,6	0,81	11	1,07
0,5	0,80	12	1,17
0,4	0,78	13	1,24
0,3	0,75	14	1,36
0,2	0,73	15	1,44
0,1	0,70		

## 2.6.2. Визначення прижиттєвої активності $^{137}\text{Cs}$ в організмі риб

Прижиттєві вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риби проводили в польових умовах, аналогічно (Bondarkov et al., 2011; Cresswell et al., 2017), на намитій піщаній лівобережній дамбі з мінімальним фоном  $\gamma$ -випромінювання ( $<2$  Бк за  $^{137}\text{Cs}$ ) ( $51.466762^\circ$ ,  $30.020235^\circ$ ), побудованій в 1992 році після аварії (Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023). Риба для вимірювань перевозилася в ємностях об'ємом 50 л і після вимірювання поверталася в клітки в оз. Глибоке. Для прижиттєвого вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в живих рибах, 7 риб з кожної клітки поміщали в посудину Марінеллі об'ємом 1 л з «чистою» водою, сумарна маса якої доводилася до 1000 г. Вимірювання швидкості рахунку  $\gamma$ -квантів в фотопіку повного поглинання за енергії 661.7 кеВ проводили протягом 600–1000 с на сцинтиляційному  $\gamma$ -спектрометрі (СЕГ-05) з детектором NaI(Tl) 63\*63 мм і пасивним захистом. Багаторазові повторності вимірювань швидкостей рахунку від живих риб в фотопіку повного поглинання показали, що розкид вимірювань за рахунок різного положення риби в посудині Марінеллі під час вимірювань не перевищував 20%. Після закінчення експерименту і вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках тканин риб була отримана залежність між активністю  $^{137}\text{Cs}$  в рибі і швидкістю рахунку імпульсів  $\gamma$ -квантів в фотопіку повного поглинання при енергії 661.7 кеВ для кожної групи з 7 риб в кожній клітці. Для визначення активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибах, виміряної у відібраних зразках у лабораторних умовах, геометрична корекція проводилася з використанням стандартної геометрії. Кожну рибу з садка, яку вимірювали *in-vivo* в ємності Маринеллі об'ємом 1 л, піддавали евтаназії, сушили, озолювали і розчиняли в 6 М азотній кислоті. Отриманий розчин переносили в відповідний стандартний посуд і розбавляли до необхідного об'єму очищеною водою. Активність  $^{137}\text{Cs}$  в цьому зразку вимірювали за допомогою каліброваного гамма-спектрометра.

Таким чином, був розрахований коефіцієнт корекції геометрії 0.8, порівнюючи швидкість рахунку для піку 661,7 кеВ (CPS) від набору живих риб різної маси і виміряної активності  $^{137}\text{Cs}$  в зразках риби. Для контролю точності

визначення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у відібраних зразках тканин риби були проведені вимірювання референтного зразка з кісток риби з відомою активністю радіонуклідів (JSAC 0785: Cs –  $447 \pm 25$  Бк  $\text{кг}^{-1}$  та Sr –  $12,4 \pm 1,7$  Бк  $\text{кг}^{-1}$ ), які добре узгоджувалися з нашими вимірами –  $445 \pm 12$  Бк  $^{137}\text{Cs}$   $\text{кг}^{-1}$  і  $11,5 \pm 2,1$  Бк  $^{90}\text{Sr}$   $\text{кг}^{-1}$ ).

### 2.6.3. Визначення активності $^{90}\text{Sr}$ в зразках риби методами $\beta$ -спектрометрії

Активність  $^{90}\text{Sr}$  в кістках риби вимірювали після їх озолення в муфельній печі за температури  $550^\circ\text{C}$  прямим методом на бета-спектрометрі СЕБ-01-70 (АКП, Україна). Мінімально детектована активність  $^{90}\text{Sr}$  в зольній частині кісток на бета-спектрометрі становила 1 Бк. Зольність кісток карасів масою 5–40 г, що використовувалися в експерименті, становила  $20 \pm 3\%$  ( $n = 35$ ), аборигенних карасів масою 0.3–1.7 кг –  $22 \pm 4\%$  ( $n = 12$ ). Перевірка точності вимірювань проводилася шляхом повторних вимірів зразків за допомогою класичного радіохімічного аналізу (Павлоцька, 1997) і ICP-MS.

Активність  $^{90}\text{Sr}$  в зразках води і слабоактивної кісткової і м'язової тканин риби визначалась після озолення та радіохімічного виділення бета-спектрометричними стандартними методами (Павлоцька, 1997; Courti et al., 2002). Для перевірки точності вимірювань використовувалися референтні зразки кісток риби (JSAC 0785). Згідно з методикою, концентрацію активності  $^{90}\text{Sr}$  оцінювали шляхом вимірювання дочірнього нукліда  $^{90}\text{Y}$ . Радіохімічна підготовка включала розчинення зразка в 6М  $\text{HNO}_3$  з подальшим осадженням оксалату. Оксалати за високої температури ( $600^\circ\text{C}$ , 2 години) розкладаються до карбонатів, які розчиняються в 2М  $\text{HNO}_3$ . Потім було проведено поділ Sr – Y шляхом співосадження Y з гідроксидом тривалентного заліза. Осад відокремлювали від надосадової рідини центрифугуванням і вивантажували. До супернатанту додавали Y-носії і розчин зберігали протягом 2 тижнів, щоб  $^{90}\text{Y}$  досяг рівноваги. Потім ітрій осаджували у вигляді оксалату і визначали активність  $^{90}\text{Y}$  за допомогою бета-спектрометра СЕБ-01-70. Вихід радіохімічного розділення



розраховували з використанням таких носіїв, як стабільні Sr і Y, які вимірювали за допомогою атомно-абсорбційного спектрометра SpectrAA 250 Plus (Varian, Австралія).

## 2.7. Визначення вмісту стабільних ізотопів за допомогою ICP-MS

Для аналізів вмісту хімічних елементів, включаючи важкі метали, у кормі з різним вмістом залізо-гексаціаноферату калію (KFCF)  $KFe[Fe(CN)_6]$ , (0%, 0.1% і 1% від ваги) використовувалося по 3 зразка з кожної партії. Зразки (0.29-0.30 г) зважували в тефлонових пробірках для травлення і додавали 5 мл UP  $HNO_3$  і 1 мл UP  $HCl$ . Після цього зразки розщеплювали в UltraWave ECR від Milestone при  $260\text{ }^\circ\text{C}$  протягом 30 хвилин. Зразки аналізували на Agilent 8900 #100 ICP-MS у стандартному режимі, He-KED, режимі реакції кисню та аміаку. Rh, In і Bi були додані онлайн як внутрішні стандарти. Et-OH додавали до плазми.

## 2.8 Математичний аналіз результатів

Залежність зміни питомої активності радіонуклідів в організмі риби від часу  $C_f(t)$  можна описати лінійним диференціальним рівнянням 1 (Teien et al., 2021):

$$\frac{dC_f}{dt} = (k_f + k_w)C_w - (k_b + \lambda)C_f, \quad (2.1)$$

де  $C_w(t)$  and  $C_f(t)$  – питома активність радіонуклідів у воді і тканинах риби (Бк  $\text{кг}^{-1}$ ), відповідно, в момент часу  $t$  (доба);  $k_f$  і  $k_w$  - швидкість поглинання радіонуклідів рибою з кормом і водою (доба<sup>-1</sup>), відповідно ;  $k_b$  - швидкість виведення радіонукліда з тканин риби (доба<sup>-1</sup>);  $\lambda$  - константа розпаду  $6.6 \cdot 10^{-5}$  доба<sup>-1</sup> для  $^{90}\text{Sr}$  і  $6.3 \cdot 10^{-5}$  доба<sup>-1</sup> для  $^{137}\text{Cs}$ .

В даний час через більш ніж 38 років після Чорнобильської аварії  $\frac{dC_f}{dt} \approx 0$  та рівноважний коефіцієнт накопичення радіонукліда з води в рибу КН або CR (fish–water concentration factor/ratio) дорівнює:

$$CR = \frac{C_f}{C_w} \approx (k_f + k_w)/(k_b + \lambda), \quad (2.2)$$

При вмісті радіонукліду в рибі в початковий момент  $C_f(0) = 0$  рішення рівняння (2.1) буде мати вигляд:

$$C_f(t) = \frac{(k_f+k_w) \cdot C_w}{(k_b+\lambda)} (1 - \exp(-(k_b + \lambda)t)) \quad (2.3)$$

У початковий момент часу при малих значеннях  $((k_b + \lambda) \cdot t) < 0.5$ , рівняння (2.3) може бути апроксимовано лінійною залежністю:

$$C_f(t) \cong (k_f + k_w) \cdot C_w \cdot t, \quad C_f(t)/C_w \cong (k_f + k_w) \cdot t \quad (2.4).$$

При вмісті радіонуклідів в рибі в початковий момент  $C_f(0)$  та  $k_f=0$  і  $k_w=0$  рішення рівняння (2.1) буде давати експонентний спад:

$$C_f(t) = C_f(0) \cdot \exp(-(k_b + \lambda)t) \quad (2.5)$$

Питому активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістках риб ( $C_b(t)$ ) можна розрахувати на основі збільшення кісткової маси від  $M_b(0)$  до  $M_b(t)$  протягом експериментального періоду  $t$  під впливом води, що містить  $^{90}\text{Sr}$  (Kashparova et al., 2023):

$$C_b(t) = \frac{M_b(0) \cdot C_b(0) + (M_b(t) - M_b(0)) \cdot CR \cdot C_w}{M_b(t)} \quad (2.6)$$

де  $CR=630 \pm 174$ , тобто рівноважне відношення концентрації  $^{90}\text{Sr}$  сріблястого карася : вода (Kashparova et al., 2023);  $M(t)$  — вага риби в момент часу  $t$ , а  $M(0)$  — вага риби на початку експозиції. У першому наближенні (за винятком вмісту жиру тощо), зміни маси тіла, які під час експериментів були пропорційні змінам кісткової маси ( $M_b$ ) у кісткових риб, визначаються як  $(M(0)/M(t) \cong (M_b(0) ) / (M_b(t) ))$  (IAEA, 2009; Yankovich et al., 2010). При приміщенні «чистої» риби ( $C_b(t=0)=0$ ) в забруднену  $^{90}\text{Sr}$  воду з питомою активністю  $C_w$  збільшення активності  $^{90}\text{Sr}$  в кістці можна описати, як показано в рівнянні 2.7 (Kashparova et al., 2023):

$$C_b(t)/C_w \cong (1 - \frac{M_b(0)}{M_b(t)}) \cdot CR \cong (1 - \frac{M(0)}{M(t)}) \cdot CR \quad (2.7)$$

При перенесенні радіоактивно забрудненої риби в акваріум з «чистою» водою ( $C_w=0$ ) рівняння (2.6) для питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістах з початкової питомою активністю  $C_f(0)$  (Бк  $\text{кг}^{-1}$ ) може бути виражена функцією:

$$C_b(t)/C_b(0) \cong \frac{M_b(0)}{M_b(t)} \cong \frac{M(0)}{M(t)} \quad (2.8)$$

## 2.9 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 та 7 вибірок ( $N=5$  та  $7$ ). Статистична значущість встановлювалася на рівні  $p < 0,05$ .

У польових експериментах з вивчення ефективності застосування KFCSF у кормі риб, вихідні дані, такі як питома активність в тканинах, активність у всьому тілі та маса риб, бралися або від окремих особин, або як середнє значення для семи риб у кожному садку в день вимірювань (Pavlenko et al., 2023). Для статистичного аналізу кожній окремій рибі було присвоєно випадкове нормальне значення в Бк  $\text{кг}^{-1}$  і Бк. Виміряне значення питомої активності використовували як середнє значення, а значення невизначеності – як дисперсію, як вхідні дані для генератора випадкових чисел. Індивідуальні випадкові числа створювалися незалежно від того, чи було виміряне значення від окремих риб, чи від середніх значень по садкам.

Початкове узгодження даних по  $^{137}\text{Cs}$  з багатьма лінійними і нелінійними моделями показало, що модель однокамерної перорального надходження досягла найменшого інформаційного критерію Акаїке (AIC), оскільки після 42-го дня

спостерігалось очевидне зниження активності  $^{137}\text{Cs}$  серед риб, які отримували КСФС. Однак, починаючи з 42-го дня, лінійні моделі добре підходили для порівняння режимів годівлі. Оскільки були доступні лише середні значення по клітках від прижиттєвих вимірювань  $^{137}\text{Cs}$ , аналіз повторних вимірювань на окремих рибах був неможливий. Вплив відмінностей у режимах годівлі на концентрації  $^{137}\text{Cs}$  оцінювали шляхом порівняння нахилів для питомої активності в Бк  $\text{кг}^{-1}$  у дні вимірювань. Всі моделі були запуснені 2500 разів з новими випадковими нормальними значеннями, згенерованими для кожної окремої риби, і наведені оцінки середнього р-значення. Аналізи були виконані в JMP Pro 17.0.0 (Інститут SAS, Кері, Північна Кароліна, США) та JASP 0.17.1 (JASP Team (2023), Амстердам, Нідерланди) (Pavlenko et al., 2023).

## **Висновки до розділу 2**

Відповідно до завдань застосовувались загальнонаукові та спеціальні методи досліджень. Польові методи включали: проведення досліджень з вирощування риби в природних умовах Чорнобильської зони відчуження; проведення акваріумних досліджень в контрольованих умовах; відбір зразків тканин риб за міжнародним протоколом відбору проб EMERGE. Також застосовувалися вимірювальні методи для визначення активності радіонуклідів у відібраних зразках за допомогою методів гамма і бета спектрометрії та радіохімічних методів; визначення вмісту стабільних ізотопів за допомогою мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS). Математично-статистичні методи для статистичної оцінки результатів досліджень.

Дослідження виконані на достатній кількості риб з урахуванням встановлених критеріїв щодо формування дослідних і контрольної груп. Для дослідження були обрані широко розповсюджені види риб, які характеризуються високою пристосовуваністю до навколишнього середовища і мають промислове значення. Дослідження було проведено з дотриманням вимог Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для наукових експериментів або в інших наукових цілях від 1986 р., а також Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження» від 21.02.2006 р. № 3447-IV в редакції від 04.08.2017 р.».

## **РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

### **3.1 Радіоактивне забруднення риби при використанні додаткового «чистого» корму з різним вмістом KFCSF**

В ході проведення у реальних умовах комплексу експериментальних досліджень з динаміки забруднення риби  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  при використанні додаткового «чистого» корму з різним вмістом KFCSF по відношенню до контролю проводились прижиттєві вимірювання у динаміці маси та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі (рис. 3.1, табл. 3.1), а також проводився відбір зразків води та корму, м'язової та кісткової тканин і вмісту кишківників риб згідно з міжнародним протоколом для проведення аналізів наприкінці експерименту у жовтні (Pavlenko et al.2023).

#### **3.1.1 Вплив чистого корму на ріст риби та динаміку зміни питомої активності $^{137}\text{Cs}$ у м'язовій тканині**

На рис. 3.1 наведено температуру, динаміку середньої маси риби та питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риби без і з додатковим чистим годуванням з різним вмістом KFCSF.

За увесь період досліджень найшвидше маса риб збільшувалася на початку експерименту з 01.06.21 по 13.07.21 за температури води 18-28°C (рис. 3.1б); середня швидкість приросту маси риб становила  $0,08 \pm 0,01$  г на добу<sup>-1</sup> протягом перших шести тижнів для карася без додаткового чистого корму (садок 1-2) і достовірно відрізнялася ( $p < 0,01$ , Додаток А, рис. 3.1б) від  $0,44 \pm 0,01$  г на добу<sup>-1</sup> для карася, який отримував чистий корм без KFCSF і з ним (садок 3-8). Максимальна маса риб була відзначена після перших 12 тижнів утримання при температурі води  $>18$  °C, дещо знижуючись в останні 4 тижні (Додаток А, рис. 3.1б).

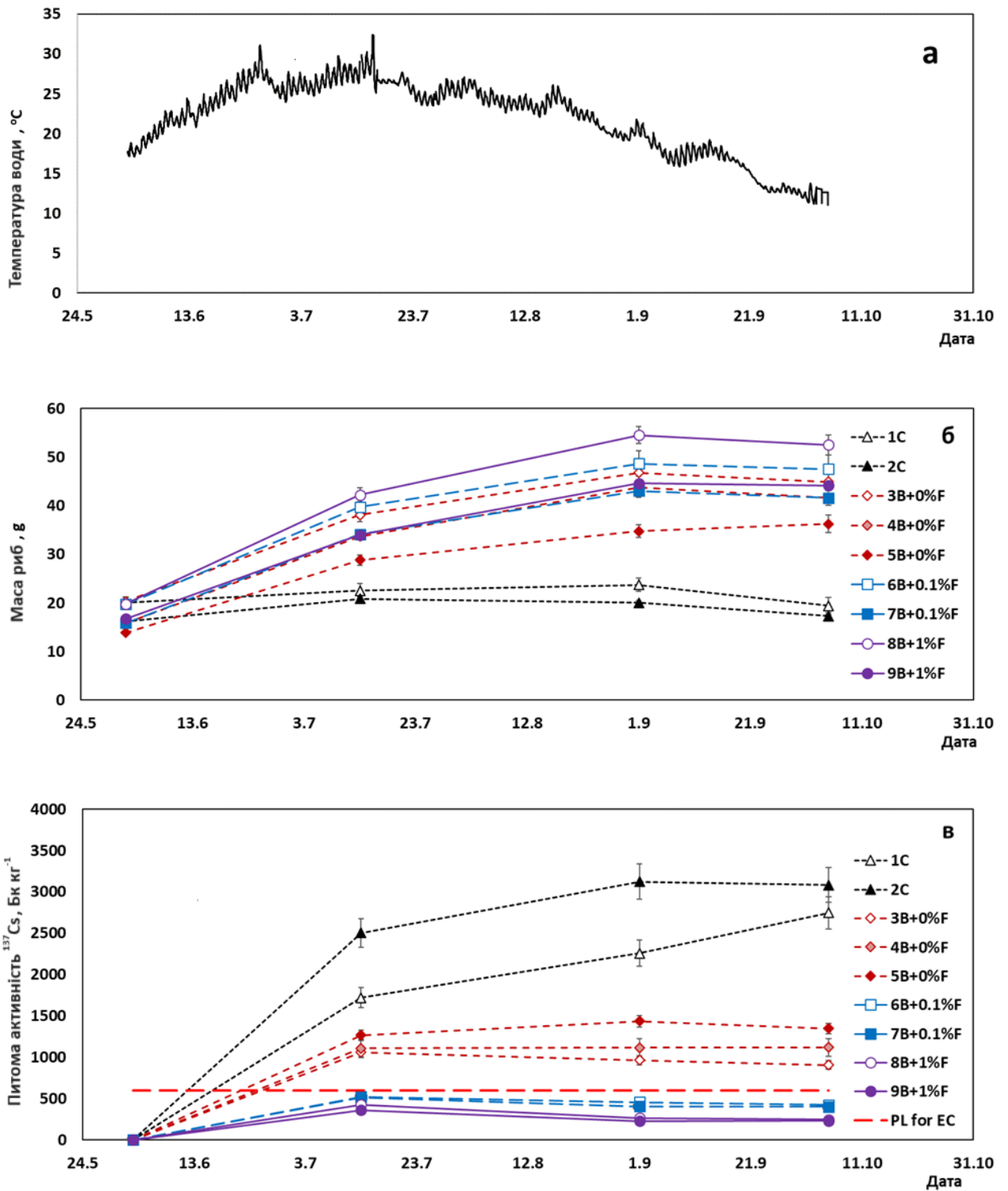


Рисунок 3.1 Варіації температури води (а), середньої маси риб (б) та питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині (в) карася. С – контролю без додаткового чистого годування; В+0%F – з додатковим чистим годуванням з кормом без KFCSF; В+0,1%F – з додатковим чистим годуванням кормом з 0,1%

KFCF; **B**+1%F – з додатковим чистим годуванням кормом з 1% KFCF (Pavlenko et al., 2023).

До осені темпи росту риб у всіх садках сповільнилися, що, ймовірно, було пов'язано з сезонною зміною активності карася, відмінностями в метаболізмі, а також у харчуванні через зниження температури води протягом вересня з 21 °C до 11 °C (рис. 3.1a) (Teien et al., 2021). До 1 вересня маса тіла карасів, які отримували чистий корм, збільшилася в  $2.6 \pm 0.2$  рази, тоді як у контрольній групі – лише в  $1.2 \pm 0.1$  рази відносно початкової маси тіла риб (рис. 3.1б і Додаток А). Вміст KFCF у кормі не мав статистично значущого впливу на ріст риб ( $p > 0,05$ ). На Рис.3.1в показано динаміку питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині карася сріблястого впродовж експерименту. У контрольних риб (садки 1 і 2) питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині зростає протягом 18 тижнів експерименту з  $< 0.01$  до  $2.7\text{--}3.1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  (Додаток А, рис. 3.1в) і досягла 50 % від питомої активності  $^{137}\text{Cs}$ , що спостерігалася у аборигенних карасів з озера (Каглян та ін., 2021; Teien та ін., 2021; Kashparova et al., 2023). Питомі активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язових тканинах риб, які отримували додатково чистий корм без KFCF (садки 3 і 4), також зростали, але лише до  $0.9\text{--}1.1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  (Додаток А, рис. 3.1в). Проте, середня активність  $^{137}\text{Cs}$  у всьому тілі риб (33–38 Бк) наприкінці експерименту суттєво не відрізнялася між контрольними рибами та тими, що отримували додатково чистий корм без KFCF (табл.3.1, Додаток А, рис. 3.1). Дещо нижчий вміст  $^{137}\text{Cs}$  у тілі риб, які отримували додатковий чистий корм без KFCF (33–34 Бк), порівняно з контролем (36–38 Бк), може бути зумовлений дещо меншим споживанням рибами природної їжі (табл.3.1). Таким чином, додаткове згодовування ридам чистого корму не призвело до суттєвого зменшення надходження  $^{137}\text{Cs}$ , пов'язаного з природним харчуванням, але зменшило концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині за рахунок біорозведення, причому приріст маси риб на чистому кормі становив  $2.4 \pm 0.2$  рази порівняно з контролем (табл.3.1, Рис. 3.1б, в). Аналогічні результати були отримані в експериментах, проведених протягом 2018-2020 рр. (Павленко та ін., 2021; Кашпарова та ін., 2023).



Таблиця 3.1

Середня маса тіла, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язах та  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риб (WM) та активність радіонуклідів у всьому тілі у риб, які отримували корм з різною концентрацією калій-залізного ціаноферрату (KFСF) (середнє  $\pm$  SE, N=7). Значення наведено на момент закінчення експериментів 05.10.2021 р. (Pavlenko et al.2023).

Клітка#		Маса тіла, g		Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність у всьому тілі у риби, Бк	
№	KFCF, %	Початок	Кінець	$^{137}\text{Cs}$ в м'язовій тканині	$^{90}\text{Sr}$ в кістковій тканині	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
1	-	20 $\pm$ 1	20 $\pm$ 2	2.7 $\pm$ 0.2	14.5 $\pm$ 1.3	36 $\pm$ 4	150 $\pm$ 23
2	-	16 $\pm$ 1	17 $\pm$ 1	3.1 $\pm$ 0.2	15.5 $\pm$ 1.1	38 $\pm$ 3	134 $\pm$ 11
3	0	20 $\pm$ 1	44 $\pm$ 2*	0.91 $\pm$ 0.05*	26.8 $\pm$ 0.9*	33 $\pm$ 2	602 $\pm$ 42*
4	0	16 $\pm$ 1	42 $\pm$ 2*	1.1 $\pm$ 0.1*	28.7 $\pm$ 1.6*	34 $\pm$ 5	602 $\pm$ 58*
5	0.1	20 $\pm$ 1	46 $\pm$ 3*	0.43 $\pm$ 0.05**	24.9 $\pm$ 1.6*	15 $\pm$ 3**	583 $\pm$ 73*
6	0.1	16 $\pm$ 1	42 $\pm$ 2*	0.40 $\pm$ 0.05**	28.4 $\pm$ 2.0*	12 $\pm$ 2**	598 $\pm$ 63*
7	1	20 $\pm$ 1	51 $\pm$ 2*	0.25 $\pm$ 0.02**	29.6 $\pm$ 1.1*	9 $\pm$ 1**	751 $\pm$ 42*
8	1	17 $\pm$ 1	44 $\pm$ 3*	0.24 $\pm$ 0.03**	26.4 $\pm$ 2.1*	7 $\pm$ 1**	598 $\pm$ 87*

\* - Достовірні відмінності від контрольних кліток 1 і 2 без додаткового корму,  $p < 0.01$ ;

\*\* - Достовірні відмінності від кліток 1-4 без KFСF,  $p < 0.01$ .

Швидкість надходження  $^{137}\text{Cs}$  у м'язові тканини риб ( $k_f + k_w$ ) без додаткового чистого корму (садки 1 і 2) становила 10–15 діб<sup>-1</sup>, а для риб з

додатковим чистим кормом без KFCSF (садки 3 і 4) –  $6-7 \text{ діб}^{-1}$  (Додаток А, табл. 3.1  $(k_f + k_w) = \beta / C_w$ ) (Pavlenko et al. 2023).

На основі результатів вимірювання маси та питомої активності радіонуклідів у риб наприкінці експерименту було визначено, що ефект утримання в садках був незначним (рис. 3.1b, с і Додаток А), як це було показано в попередніх експериментах, виконаних протягом 2016-2020 років (Teien et al., 2021; Кашпарова та ін., 2023).

### 3.1.2 Вплив KFCSF на надходження $^{137}\text{Cs}$ в організм риб

Задля вивчення впливу KFCSF на надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм риб наприкінці експерименту було відібрано вміст кишківників риб по групах та проведено вимірювання вмісту  $^{137}\text{Cs}$ . Результати показали, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у вмісті кишківника риб, які отримували додатково чистий корм з різними концентраціями KFCSF ( $0.8 \pm 0.1 \text{ кБк кг}^{-1}$ ), не відрізнялася між групами (садки 3-8), але була в 2 рази нижчою за питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у вмісті кишківника контрольних риб (садки 1-2), які не отримували додаткового чистого корму ( $1.6 \pm 0.4 \text{ кБк кг}^{-1}$ ). У риб, які отримували додатковий чистий корм, що містив 1 % KFCSF, спостерігалось збільшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язових тканинах протягом перших 5 тижнів перебування в забрудненому озері (з 1 червня по 13 липня 2021 року) з подальшим зниженням впродовж решти експериментального періоду (з 13 липня по 5 жовтня 2021 року) (рис. 3.1в, Додаток А). Зменшення питомої активності протягом цього 12-тижневого періоду з  $395 \pm 57 \text{ Бк кг}^{-1}$  до  $242 \pm 19 \text{ Бк кг}^{-1}$  ( $p < 0,01$ ) відповідало біологічному періоду напівзменшення  $^{137}\text{Cs}$  у  $105 \pm 12$  днів. Цей біологічний період напівзменшення відповідає біологічному періоду напівзменшення активності  $^{137}\text{Cs}$ , який спостерігався у м'язових тканинах карася сріблястого після переміщення риб у чисту воду (Каглян та ін., 2018; Kashparova et al., 2019, 2022; Teien et al., 2021), що свідчить про те, що KFCSF успішно запобігає надходженню  $^{137}\text{Cs}$ , а його зменшення відбувається за рахунок виведення та біологічного розбавлення (рис. 3.1).

Порівнюючи активність  $^{137}\text{Cs}$  у всьому тілі риб після 18 тижнів утримання, застосування додаткового чистого корму, що містить 0.1 % або 1 % KFCSF, значно зменшило поглинання активності  $^{137}\text{Cs}$  у  $2.7\pm 0.9$  разів та  $4.4\pm 0.3$  разів ( $p < 0,01$ ), відповідно, порівняно з контрольними рибами та рибами, які отримували додатковий чистий корм без KFCSF (табл.3.1, Додаток А, рис. 3.1). З урахуванням біорозведення радіологічна ефективність (коефіцієнт зменшення) контрзаходу щодо зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканинах риб становила 7–16 та 12–27 разів відповідно при застосуванні чистого корму, що містив 0,1 % та 1 % KFCSF, порівняно з контрольними групами без додаткового чистого корму (садки 1 та 2) та аборигенними карасями, та у  $2.4\pm 0.4$  та  $4.2\pm 0.7$  рази, відповідно, порівняно з рибами, які отримували додатковий чистий корм без KFCSF (садки 3 та 4) (Додаток А). Для прикладу, рівні забруднення аборигенних карасів сріблястих (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) вагою 320–1700 г, N=12, які були спіймані в озері Глибоке в березні 2019 року мали питому активність  $^{137}\text{Cs}$   $6.7\pm 1.2$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  в м'язовій тканині і  $^{90}\text{Sr}$   $63\pm 5$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  в кістковій тканині та  $0,5\pm 0,1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  в м'язовій тканині (Teien et al., 2021; Кашпарова та ін., 2023).

Впровадження цього контрзаходу призведе до збільшення витрат на годівлю на 1 % та 10 %, відповідно, через додавання 0,1 % та 1 % KFCSF до корму, оскільки вартість KFCSF становить близько 10 євро за кг (Ulanovsky et al., 2011; Labunska et al., 2018), порівняно з поточною вартістю корму для риб в Україні близько 1 євро за кг (<https://skaliaria.rv.ua/>). Але з огляду на високі коефіцієнти зменшення, які можна отримати, контрзахід, безумовно, може бути економічно виправданим з точки зору радіаційного захисту та виробництва кормів для риб.

### **3.1.3 Вплив чистого корму на перехід $^{90}\text{Sr}$ у рибу**

Як було показано в попередніх експериментах (Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023), додавання чистого корму призводило до збільшення переходу  $^{90}\text{Sr}$  в кістки риб. Без додаткового корму (садки 1 і 2 в табл. 3.1) загальна активність в рибі та концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в кісткових тканинах наприкінці

експерименту становили  $142 \pm 25$  Бк і  $15 \pm 1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  ( $(k_f + k_w) = 1,2 \pm 0,1$  день $^{-1}$ ), відповідно. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у риб, які отримували додатковий корм, статистично достовірно зросла до  $620 \pm 60$  Бк і  $27 \pm 2$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  ( $(k_f + k_w) = 2,1 \pm 0,2$  добу $^{-1}$ ) ( $p < 0,01$ ), тоді як статистично достовірної різниці між групами, які отримували додатковий корм з KFCSF і без нього, не було виявлено (Додаток А, рис. 3.1) (Pavlenko et al., 2023).

Оскільки KFCSF у кормі не впливав ні на приріст ваги риб, ні на надходження  $^{90}\text{Sr}$  в організм риб (рис. 4.1), підвищені рівні  $^{90}\text{Sr}$  в кістках риб, які отримували додатковий чистий корм, можна пояснити значним збільшенням маси кісткової тканини завдяки додатковому раціону порівняно з контролем, оскільки надходження  $^{90}\text{Sr}$  в організм риб відбувається безпосередньо із радіоактивно забрудненої води. Це узгоджується з раніше отриманими результатами (Павленко та ін., 2021; Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023).

#### **3.1.4 Визначення хімічного складу і сорбційних властивостей корму з різним вмістом KFCSF**

Результати дослідження показали значні розкиди вмісту макроелементів Na, K і Ca, що свідчить про неоднорідність складових в зразках корму з різним вмістом залізо-гексаціаноферату калію  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  (табл. 3.2).

Статистично достовірне збільшення концентрації кобальту і свинцю в кормі спостерігалось зі збільшенням вмісту у ньому KFCSF (табл. 3.2). Кобальт може утримуватися разом із залізом у залізо-гексаціанофераті калію, тому його наявність не викликає подиву. Інша справа, збільшення вмісту такого важкого металу, як свинець, що може негативно впливати на якість корму і вимагає оцінки переходу свинцю в організм риб. Вміст свинцю в м'язовій тканині риб, які споживали корм без KFCSF, був нижчим за мінімально детектовану концентрацію.

Таблиця 3.2

Вміст хімічних елементів у кормі і рибі з різним вмістом залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF)

Вміст KF <sub>6</sub> CF	Вміст хімічних елементів у кормі									
	Li, $\mu\text{g/kg}$	Na, g/kg	Mg, $\mu\text{g/kg}$	Al, mg/kg	P, g/kg	S, g/kg	K, g/kg	Ca, g/kg	Sc, $\mu\text{g/kg}$	V, $\mu\text{g/kg}$
0%	17 $\pm$ 1	1.6 $\pm$ 0.2	855 $\pm$ 6	13.5 $\pm$ 1.7	3.2 $\pm$ 0.1	2.4 $\pm$ 0.2	3.13 $\pm$ 0.01	1.0 $\pm$ 0.2	1.9 $\pm$ 0.1	15 $\pm$ 3
0.1%	80 $\pm$ 6	0.35 $\pm$ 0.02	280 $\pm$ 10	40 $\pm$ 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 $\pm$ 2
1%	17.4 $\pm$ 0.3	0.5 $\pm$ 0.3	514 $\pm$ 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 $\pm$ 4
	Mn, mg/kg	Co, $\mu\text{g/kg}$	Cu, mg/kg	Zn, mg/kg	Ga, $\mu\text{g/kg}$	As, $\mu\text{g/kg}$	Se, $\mu\text{g/kg}$	Rb, mg/kg	Sr, mg/kg	Y, $\mu\text{g/kg}$
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 $\pm$ 5	76 $\pm$ 2	1.54 $\pm$ 0.03	2.5 $\pm$ 0.2	5 $\pm$ 1
0.1%	9.7 $\pm$ 1.0	41 $\pm$ 2	5.0 $\pm$ 0.1	13.9 $\pm$ 0.3	11 $\pm$ 1	12 $\pm$ 1	43 $\pm$ 4	1.56 $\pm$ 0.04	2.8 $\pm$ 0.4	27 $\pm$ 4
1%	13.6 $\pm$ 0.4	120 $\pm$ 10	3.3 $\pm$ 0.1	11.2 $\pm$ 0.4	5 $\pm$ 1	76 $\pm$ 5	64 $\pm$ 4	1.85 $\pm$ 0.02	2.2 $\pm$ 0.4	2.7 $\pm$ 0.6
	Zr, $\mu\text{g/kg}$	Nb, $\mu\text{g/kg}$	Mo, $\mu\text{g/kg}$	Ag, $\mu\text{g/kg}$	Cd, $\mu\text{g/kg}$	Sb, $\mu\text{g/kg}$	Cs, $\mu\text{g/kg}$	Ba, mg/kg	La, $\mu\text{g/kg}$	Ce, $\mu\text{g/kg}$
0%	15 $\pm$ 3	2.3 $\pm$ 0.1	360 $\pm$ 10	1.7 $\pm$ 0.2	26 $\pm$ 1	2 $\pm$ 1	2.6 $\pm$ 0.1	2.13 $\pm$ 0.02	10 $\pm$ 8	21 $\pm$ 17
0.1%	53 $\pm$ 1	10 $\pm$ 1	156 $\pm$ 4	1.2 $\pm$ 0.1	33 $\pm$ 1	4.3 $\pm$ 0.6	4.1 $\pm$ 0.5	1.81 $\pm$ 0.09	30 $\pm$ 5	56 $\pm$ 10
1%	12 $\pm$ 3	4 $\pm$ 2	309 $\pm$ 3	<1.5	30 $\pm$ 1	2.4 $\pm$ 0.1	2.2 $\pm$ 0.2	1.33 $\pm$ 0.02	6 $\pm$ 3	13 $\pm$ 5
	Pr, $\mu\text{g/kg}$	Nd, $\mu\text{g/kg}$	Sm, $\mu\text{g/kg}$	Eu, $\mu\text{g/kg}$	Gd, $\mu\text{g/kg}$	Tb, ng/kg	Dy, $\mu\text{g/kg}$	Ho, $\mu\text{g/kg}$	Er, $\mu\text{g/kg}$	Tm, ng/kg
0%	3 $\pm$ 2	12 $\pm$ 11	2 $\pm$ 2	0.6 $\pm$ 0.4	1.3 $\pm$ 0.9	160 $\pm$ 10	0.9 $\pm$ 0.2	0.17 $\pm$ 0.04	0.5 $\pm$ 0.1	88 $\pm$ 22
0.1%	7 $\pm$ 1	28 $\pm$ 4	5.0 $\pm$ 0.6	1.3 $\pm$ 0.4	5.0 $\pm$ 0.2	690 $\pm$ 54	4.2 $\pm$ 0.5	0.8 $\pm$ 0.1	2.5 $\pm$ 0.3	35 $\pm$ 8
1%	1.4 $\pm$ 0.6	5 $\pm$ 2	0.8 $\pm$ 0.3	0.3 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 0.2	91 $\pm$ 32	0.5 $\pm$ 0.2	0.10 $\pm$ 0.04	0.28 $\pm$ 0.07	46 $\pm$ 18
	Yb, $\mu\text{g/kg}$	Lu, $\mu\text{g/kg}$	Hf, $\mu\text{g/kg}$	W, $\mu\text{g/kg}$	Hg, $\mu\text{g/kg}$	Tl, $\mu\text{g/kg}$	Pb, $\mu\text{g/kg}$	Th, $\mu\text{g/kg}$	U, $\mu\text{g/kg}$	
0%	0.4 $\pm$ 0.1	0.07 $\pm$ 0.02	0.6 $\pm$ 0.002	<0.0085	<0.014	0.9 $\pm$ 0.1	<0.026	1.8 $\pm$ 0.4	<0.00143	
0.1%	2 $\pm$ 1	0.33 $\pm$ 0.6	1.5 $\pm$ 0.2	10 $\pm$ 1	<0.0137	1.1 $\pm$ 0.1	83 $\pm$ 8	6.0 $\pm$ 0.6	14 $\pm$ 1	
1%	2.0 $\pm$ 0.5	0.04 $\pm$ 0.01	5.1 $\pm$ 0.1	44 $\pm$ 5	<0.014	<0.000731	105 $\pm$ 9	1.8 $\pm$ 0.9	2.4 $\pm$ 0.3	
	Вміст хімічних елементів у рибі									
	Na, g/kg	Mg, g/kg	P, g/kg	K, g/kg	Ca, g/kg	Mn, mg/kg	Fe, mg/kg	Co, mg/kg	Cu, mg/kg	Zn, mg/kg
0%	1.6 $\pm$ 0.7	1.2 $\pm$ 0.4	9 $\pm$ 3	15 $\pm$ 5	2.1 $\pm$ 0.8	2.5 $\pm$ 1.0	42 $\pm$ 19	0.02 $\pm$ 0.01	2.4 $\pm$ 1.2	35 $\pm$ 15
	As, mg/kg	S, mg/kg	Cs, $\mu\text{g/kg}$	Pb, mg/kg						
0%	0.24 $\pm$ 0.17	3.4 $\pm$ 1.6	3 $\pm$ 1	<0.2						

Перед проведенням експериментів з відгодівлі риби чистим кормом і кормом з різною концентрацією сорбенту KFCSF та визначення його радіологічної ефективності застосування було проведено серію досліджень щодо визначення можливої сорбції радіоактивних ізотопів різними варіантами корму. Дослідження проводилися в лабораторних і польових умовах.

Визначення сорбційних властивостей різних варіантів корму проводили шляхом вимірювання радіоактивності корму після витримки чистого корму у радіоактивній воді. Проведення таких досліджень було зумовлено наявністю цезійсорбуючої сполуки KFCSF в кормі, від безпосереднього контакту якого з водою могла відбуватися сорбція  $^{137}\text{Cs}$  з води забрудненого озера.

Польові дослідження показали, що сорбція  $^{137}\text{Cs}$  чистим кормом з різним вмістом KFCSF з води озера Глибокого, була незначною. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у вологому кормі без і з 0,1% і 1% KFCSF після 10 хвилин контакту з озерною водою становила менше 20 Бк кг<sup>-1</sup>. Отримані значення були на один-два порядки нижчими за питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у вмісті кишківника риби (Kashparova et al., 2023). Збільшення активності  $^{137}\text{Cs}$  у кормі без KFCSF після контакту із забрудненою водою відбулося за рахунок проникнення води в корм (змочування корму), а питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у вологому кормі була в 2 рази меншою за активність води (пропорційна збільшенню у вологій масі корму) – рис.3.2. В свою чергу лабораторні експерименти показали невелике поглинання  $^{137}\text{Cs}$  кормом з KFCSF. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у вологих кормах з KFCSF збільшилась не більше ніж у 2 рази порівняно з питомою активністю води – рис.3.2. Незначне забруднення додаткового чистого корму з води порівняно з природно забрудненим кормом в озері не могло збільшити надходження  $^{137}\text{Cs}$  в організм риб.

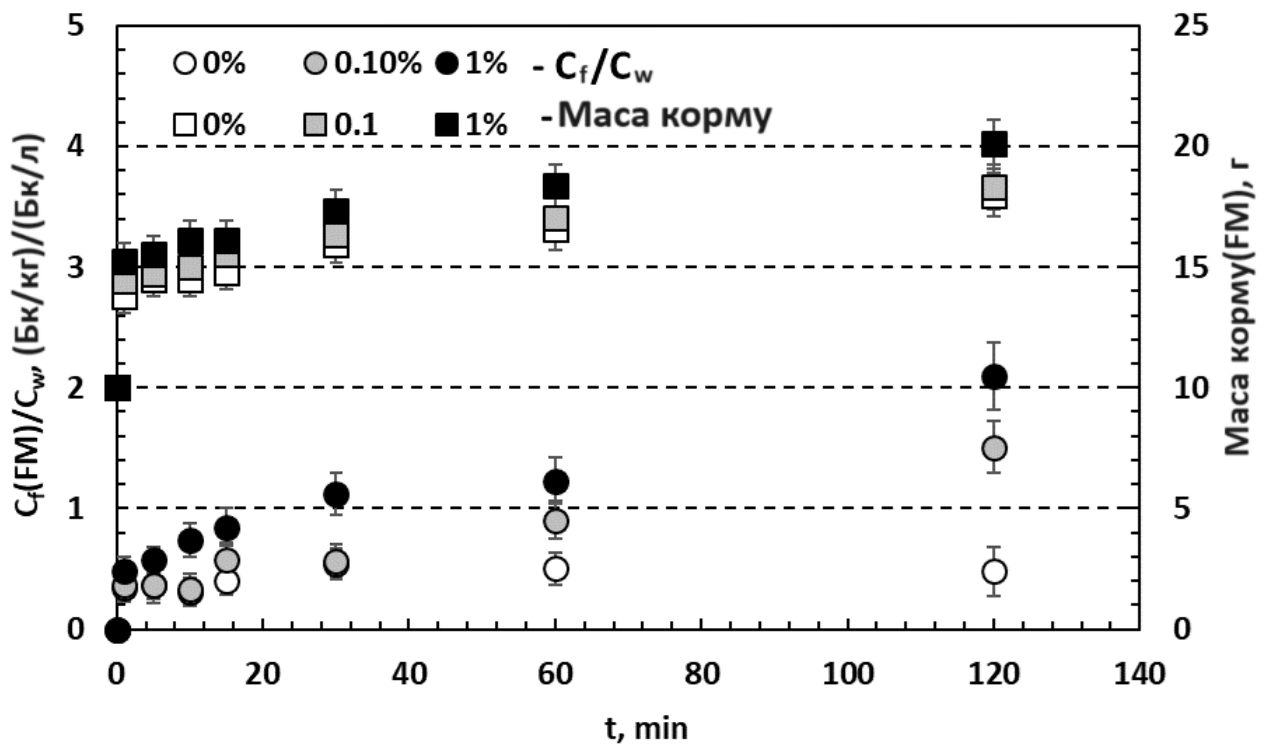


Рисунок 3.2 Динаміка вологої маси та відносної питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  вологого корму ( $C_{feed}(FM)$ ) без KFCF (0%) та з 0,1% KFCF і 1% KFCF до води ( $C_w$ ).

### 3.2 Виведення радіонуклідів під час витримки линів в чистій воді у Чорнобильській Зоні Відчуження

#### 3.2.1 Виведення $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ з організму лини у "чистій" воді

З метою апробації контрзаходу щодо зменшення активності радіонуклідів в організмі риб було проведено експеримент з перенесенням аборигенної риби, а саме лини (*Tinca Tinca*), з озера Глибокого у контрольне чисте озеро Старуха в природних умовах ЧЗВ.

У табл. 3.3 наведено масу та довжину тіла піддослідних риб, а також питому активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині та  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині линів при витримці у «чистій» воді протягом 0, 3, 15 та 45 днів.

**Маса та довжина тіла линів (*Tinca Tinca*), та питома активність  
радіонуклідів у зразках тканин риб (WM).**

Рік	Час перебування у чистій воді, діб-1	Маса риби, г	Довжина риби, см	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>			
				<sup>90</sup> Sr в кістковій тканині	<sup>90</sup> Sr в м'язовій тканині	<sup>137</sup> Cs в м'язовій тканині	
2020	0	964	41	53±11	-	-	
		585	33.5	83±17	-	-	
		200	26	83±17	-	-	
		536	34	78±16	-	-	
		990	46	58±12	-	-	
2021	0	485	34	68±12	0.42±0.06	3.0±0.3	
		265	29	62±11	0.47±0.07	6.5±0.5	
		305	29	56±10	0.36±0.07	3.9±0.3	
		430	34	56±10	0.64±0.08	2.7±0.2	
		450	33	60±11	0.34±0.05	2.7±0.2	
	3		495	35	72±13	0.39±0.07	2.5±0.2
			455	32	70±13	0.35±0.06	4.1±0.3
			645	37	68±12	0.37±0.06	3.3±0.2
			390	31	60±11	0.42±0.04	3.5±0.3
			500	36	62±11	0.34±0.04	3.3±0.3



	15	815	41.5	50±9	0.37±0.05	1.7±0.2
		480	33	60±11	0.37±0.05	2.6±0.2
		520	36	64±12	0.39±0.05	2.9±0.2
		460	33	64±12	0.42±0.05	3.2±0.3
		520	36	68±12	0.85±0.09	2.9±0.2
	45	455	32	58±10	0.25±0.04	2.5±0.2
		580	35	60±11	0.55±0.05	2.0±0.2
		785	39	68±12	0.43±0.04	4.3±0.3
		560	34	62±11	0.55±0.05	2.7±0.2
		625	35	62±11	0.34±0.04	4.0±0.3

Середня питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині лінів масою 200-1000 г з озера Глибоке статистично достовірно не відрізнялася у 2020 та 2021 роках ( $p>0,05$ ) і становила  $63\pm 1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  (табл. 3.3, рис. 3.3). Кореляції між питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риб та їхньою масою не виявлено (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена становив 0,1,  $p>0,5$ ) – Рис. 3.4. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині ліна становила  $0,43\pm 0,03$  кБк  $\text{кг}^{-1}$ . Це узгоджується з результатами вимірювань для іншого виду коропових риб: аборигенного карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) вагою 320–1700 г, N=12, який був виловлений в озері Глибоке в березні 2019 року, мав питому активність  $^{90}\text{Sr}$   $63\pm 5$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  в кістковій тканині та  $0,5\pm 0,1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  в м'язах (Teien et al., 2021; Kashparova et al., 2023).

Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканинах ліна після витримання у "чистій" воді озера Старуха наведена на рис. 3.3. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканинах, а також їх співвідношення

статистично достовірно не змінювалися з часом; співвідношення концентрацій радіостронцію у кістковій та м'язовій тканинах становило  $155 \pm 8$  ( $N=20$ ) протягом усього періоду спостережень. Питомі активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканинах наведені в табл. 3.3.

Відсутність статистично значущого зниження питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  як у кістковій, так і в м'язовій тканинах (рис. 3.3) протягом 45 діб утримання риб у "чистій" воді суперечить результатам лабораторних експериментів з короткочасним забрудненням риб  $^{85}\text{Sr}$  у лабораторних умовах протягом 56 і 80 діб до досягнення рівноваги вмісту радіонукліду в різних органах (Tjahaja et al., 2012; Twining et al., 1996). У короткострокових лабораторних експериментах питома активність  $^{85}\text{Sr}$  у кістковій тканині коропа звичайного, подібного до лина з родини Cyprinidae, масою 60-100 г була лише в 3 рази вищою, ніж у м'язовій тканині, що свідчить про часткове забруднення кісток. Водночас коефіцієнти переходу  $^{85}\text{Sr}$  з води у кістки та м'язи коропа звичайного становили  $60 \pm 10$  л  $\text{кг}^{-1}$  та  $25 \pm 5$  л  $\text{кг}^{-1}$  відповідно, що в 10 разів менше, ніж коефіцієнт переходу в кісткову тканину аборигенного автохтонного лина та карася сріблястого з озера Глибоке ( $630 \pm 8$  л  $\text{кг}^{-1}$ ), але в 5 разів більше, ніж у м'язи ( $5 \pm 1$  л  $\text{кг}^{-1}$ ) при однаковому вмісті кальцію у воді 30-35  $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$  (Tjahaja et al., 2012; Teien et al., 2021).

Можливою причиною такої розбіжності може бути те, що під час короткочасного забруднення риб  $^{85}\text{Sr}$  радіостронцій може поглинатися переважно поверхнею новоутвореної кісткової тканини, де відбувається інтенсивний обмін такими елементами, як Ca та Sr, що призводить до встановлення рівноваги між концентраціями радіостронцію в крові, м'язах та поверхні кісток. Коли рибу переміщують у "чисту" воду,  $^{85}\text{Sr}$  починає виводитися з м'язів і поверхні кісток, як це спостерігається в лабораторних експериментах (Tjahaja et al., 2012). Для риб, які виростили у радіоактивно забруднених водоймах з відносно високою активністю  $^{90}\text{Sr}$  у цілісній кістковій тканині порівняно з м'язами (кров'ю), після переміщення риб у "чисту" воду радіостронцій, очевидно, повільно вимивається з внутрішніх тканин кісток у кров і м'язи. Таким чином, підтримується баланс

вмісту Ca і Sr в кістках і крові риби. Завдяки такому надходженню  $^{90}\text{Sr}$  з високозабрудненої кісткової тканини, протягом 45 днів, може не спостерігатися зниження питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у менш забрудненій м'язовій тканині риби. Для такого зниження може знадобитися більше часу, що пов'язано зі швидкістю біологічного розведення – наростанням нової "чистої" кісткової тканини у риби в "чистій" воді (Kashparova et al., 2023). Хоча це може бути пов'язано з наявністю дрібних кісток у м'ясі під час підготовки зразків до вимірювання, це не доводить відсутності залежності між масою риби та питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  у м'ясі (рис. 3.4).

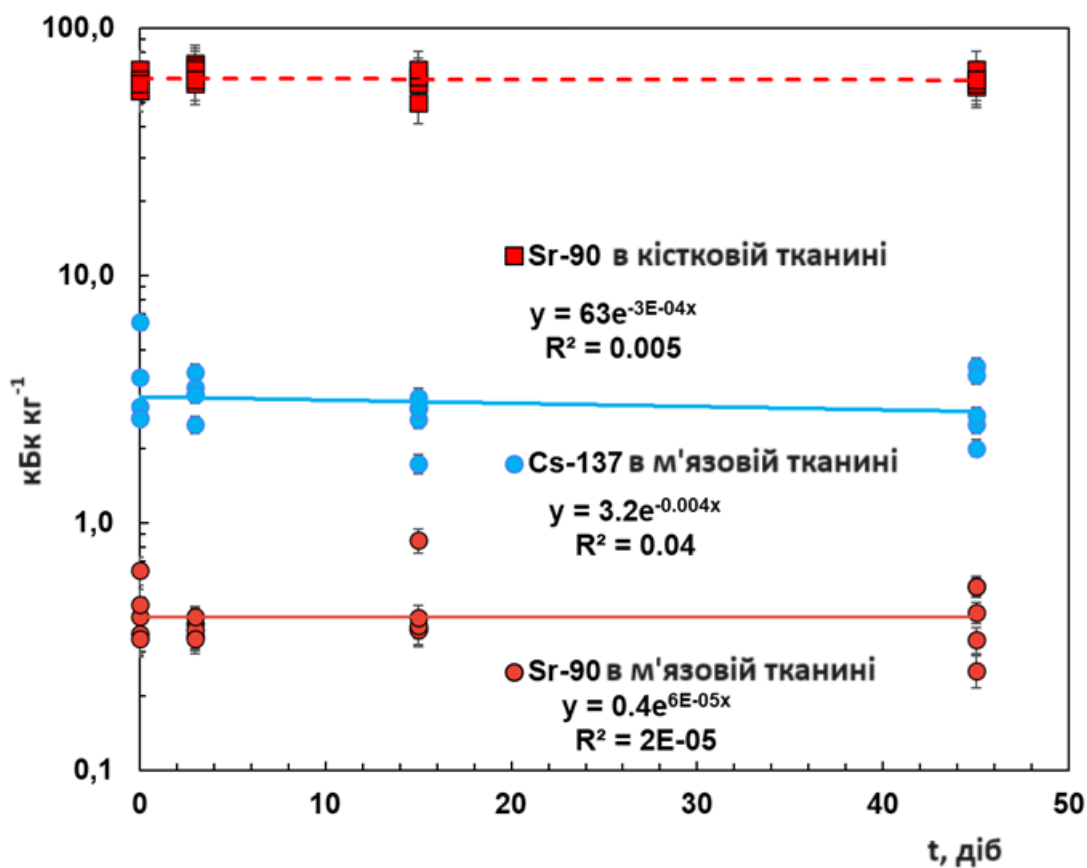


Рисунок 3.3 Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканинах та  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині лина залежно від часу перебування у "чистій" воді озера Старуха.

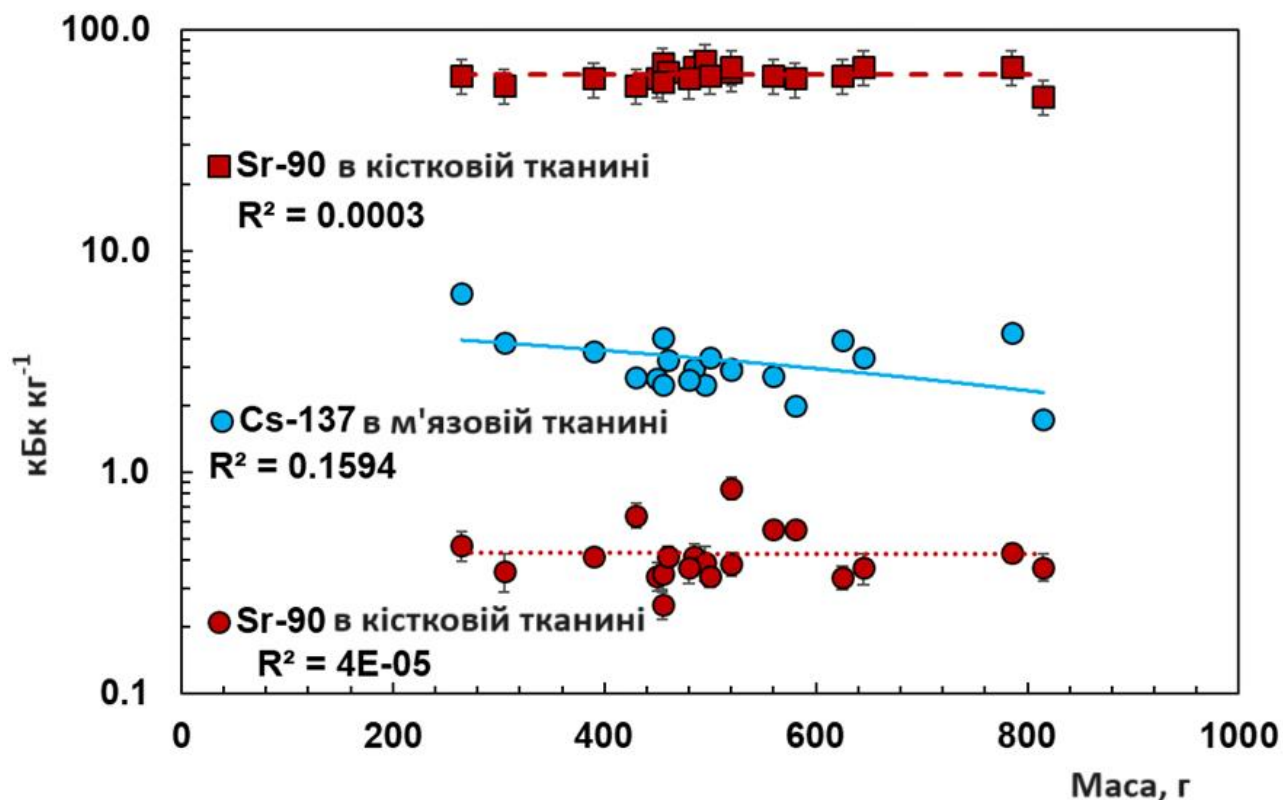


Рисунок 3.4 Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині та  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині лина залежно від загальної маси тіла риби.

Таким чином, витримування риби в "чистій" воді для зменшення активності радіоактивного стронцію в їстівній м'язовій тканині може застосовуватися як контрзахід лише після нетривалого перебування риби у воді, забрудненій радіоактивним стронцієм (Тjahaja et al., 2012). Переміщення риби вагою понад 300 г з радіоактивно забрудненої водойми (наприклад, озера Глибоке) і утримання її в "чистій" воді протягом 45 днів не призводить до значного зниження активності  $^{90}\text{Sr}$  як в кістковій, так і в м'язовій тканинах.

### 3.3 Лабораторні експерименти з вивчення параметрів надходження і виведення $^{90}\text{Sr}$ при різній температурі і режимі годівлі риб

Метою даного дослідження було кількісне визначення надходження з води та виведення  $^{90}\text{Sr}$  у контрольованих лабораторних умовах при різній температурі

води (5–27°C) та режимах годівлі (маса корму 0–1,5% від маси риби на добу) у допоміжних лабораторних акваріумних експериментах для підтвердження параметрів метаболізму  $^{90}\text{Sr}$ , отриманих раніше для карася сріблястого (*Carassius gibelio*) у природних умовах ЧЗВ (Teien et al., 2021; Павленко та ін., 2021, 2023, 2024; Кашпарова та ін., 2023).

Впродовж усіх експериментів, протягом 7–30 днів до підміни води як без годування, так і з годуванням риби при температурі води 5–27°C, у воді акваріумів не спостерігалося статистично значущих змін кислотності (pH), жорсткості (KH і GH), а також вмісту  $\text{K}^+$  –  $2 \pm 1 \text{ мг/л}^{-1}$  і  $\text{Ca}^{2+}$  –  $34 \pm 2 \text{ мг/л}^{-1}$  ( $p > 0,05$ ). Вміст нітритів ( $\text{NO}_2^-$ ), нітратів ( $\text{NO}_3^-$ ) та хлору у воді не перевищував допустимих рівнів. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у воді під час експериментів змінювалася не більше ніж на 10% за рахунок випаровування і втрат при очищенні фільтрів, що було враховано в розрахунках.

Під час експериментів при температурі води 5°C маса риби статистично достовірно не змінювалася протягом 60 днів навіть без споживання рибами корму ( $p > 0,05$ ) (рис.3.5). При температурі води 12°C та 17°C і споживанні  $< 0,4\%$  корму від маси риби на добу середня маса риби зменшувалася. При температурах води 22°C і 27°C зменшення ваги риби відбувалося при споживанні їжі  $< 0,6\%$  і  $< 0,8\%$ , що призводило до анорексії риби при мінімальному споживанні корму 0.15% (рис.3.5). Статистично значуще збільшення маси риби до 2 разів відбувалося при добовому споживанні 1–% корму від маси риби ( $p < 0,01$ ) при температурі води 22°C (Кашпарова та ін., 2020). Максимальна кількість їжі, яку могли з'їсти риби, становила 1,5–2% за температури 22 °C, а середня відносна швидкість приросту маси риби  $((1 - M_{(0)}/M_{(t)})/t)$  становила  $0,005 \pm 0,001 \text{ доба}^{-1}$  (рис. 3.5).

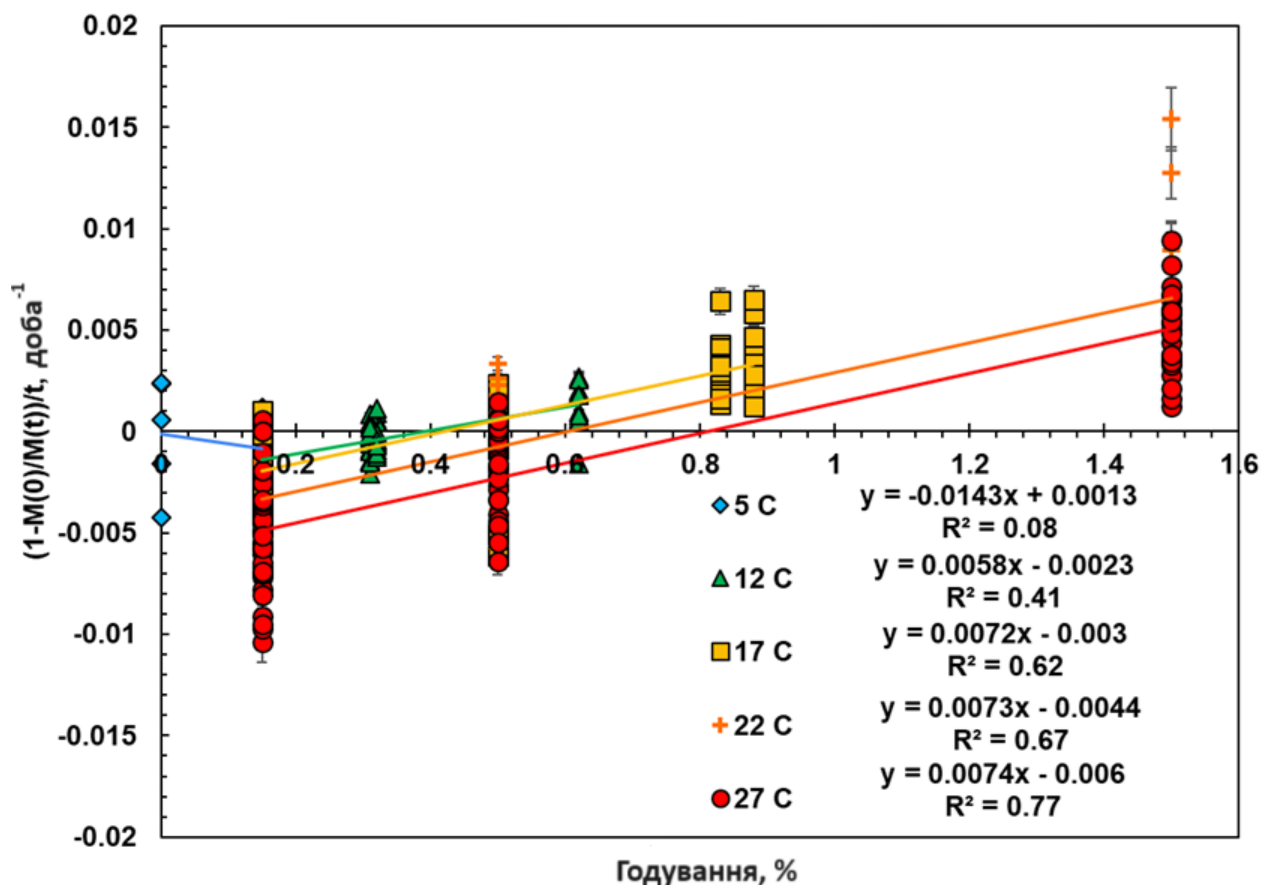


Рисунок 3.5 Відносна швидкість збільшення маси чіпованих риб ( $(1-M(0)/M(t))/t$ ) при різній температурі води в залежності від споживання корму (% корму від маси риби за добу)

### 3.3.1. Надходження $^{90}\text{Sr}$ в організм риб з води

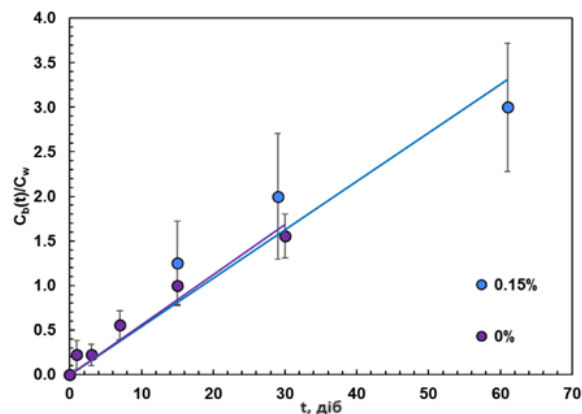
Динаміка надходження  $^{90}\text{Sr}$  до кісткової тканини карася сріблястого при різних температурах води та годівлі показана на рис. 3.6. Активність  $^{90}\text{Sr}$  у всіх зразках м'язової тканини риб, навіть після їх об'єднання, була меншою за мінімально детектовану активність.

Рівняння 2.4 було використано для визначення швидкості надходження  $^{90}\text{Sr}$  ( $k_f+k_w$ ) до кісткової тканини риб. Мінімальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  в кісткову тканину риб ( $\sim 0,055$  доба<sup>-1</sup>) була при найнижчій температурі води 5°C при мінімальному добовому поглинанні маси їжі  $\leq 0.15\%$  від маси риби (табл. 3.3, рис. 3.6). Максимальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  до кісткової тканини карася

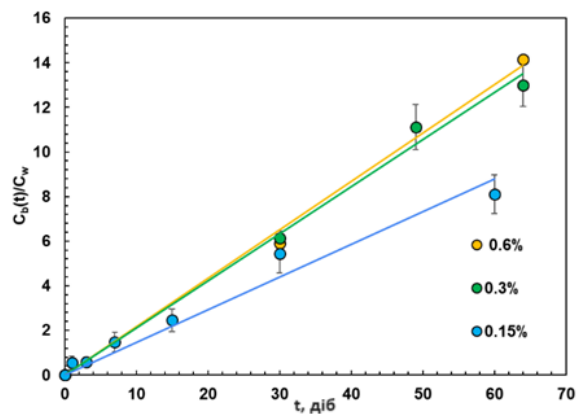
сріблястого становила  $1,5 \pm 0,2$  доба<sup>-1</sup> при температурі  $27 \pm 1^\circ\text{C}$  за максимальної годівлі (1,5%). Це добре узгоджується зі швидкістю надходження <sup>90</sup>Sr у кісткову тканину карася сріблястого в природних умовах ЧЗВ, яка дорівнює 1,4-1,6 доба<sup>-1</sup> при температурі води вище  $19^\circ\text{C}$  і лише 0,08–0,2 доба<sup>-1</sup> в сезон з температурою води нижче  $7^\circ\text{C}$  (Teien et al., 2021), а швидкість надходження <sup>85</sup>Sr з води ( $\text{Ca}^{2+}=35$  мг·л<sup>-1</sup>) у кісткову тканину коропа звичайного за температури  $20\text{--}33^\circ\text{C}$  становила  $1.0 \pm 0.2$  доба<sup>-1</sup> в акваріумному експерименті (Тjahaja et al., 2012).

Зі збільшенням температури води збільшувалася максимальна кількість корму, яку могли з'їсти риби протягом 30 хвилин (табл. 2.4 і рис. 3.6), і обумовлена цим швидкість збільшення маси риб (рис. 3.5). Були виявлені кореляції між збільшенням швидкості надходження <sup>90</sup>Sr в кісткову тканину карася сріблястого з температурою (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена 0,86,  $p < 0,002$ ) і масою корму (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена 0,79,  $p < 0,01$ ) (рис. 3.6-3.7). Це відбувалося за рахунок росту та збільшення "забрудненої" кісткової маси риб (рис. 3.7), що ми спостерігали раніше в природних умовах ЧЗВ (Павленко та ін., 2021, Kashparova et al., 2023, Pavlenko et al., 2023). Слід зазначити, що за незначної зміни маси риб при споживанні корму  $\leq 0.5\%$  на добу від ваги риб (рис. 3.6), навіть при зменшенні маси риб спостерігається забруднення кісткової тканини <sup>90</sup>Sr на рівні  $C_b(t)/C_w=9.7 \pm 0.2$  (N=149). Що, можливо, зумовлено обмінними процесами Ca та його хімічного аналога Sr у "молодій" кістковій тканині (Pavlenko et al., 2024).

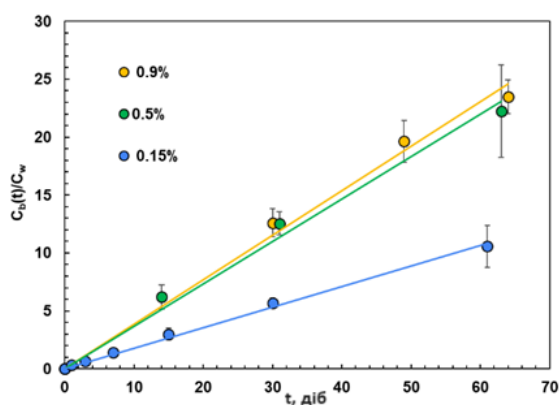
В озері Глибоке в ЧЗВ середні показники надходження <sup>90</sup>Sr в кісткову тканину риб з додатковим чистим донним кормом становили  $k_w=1,5\text{--}2,3$  доба<sup>-1</sup> (Kashparova et al., 2023), що пов'язано з більш швидким ростом риб в природних умовах порівняно з лабораторними акваріумними експериментами (рис. 3.7). Тривалість експериментів у літній період 2018-2021 рр. у озері Глибоке в ЧЗВ становила 126–189 днів, що в 2–3 рази перевищувало лабораторні експерименти і призводило до більшого відносного збільшення забрудненої маси кісткової тканини риб, особливо при споживанні додаткового чистого корму.



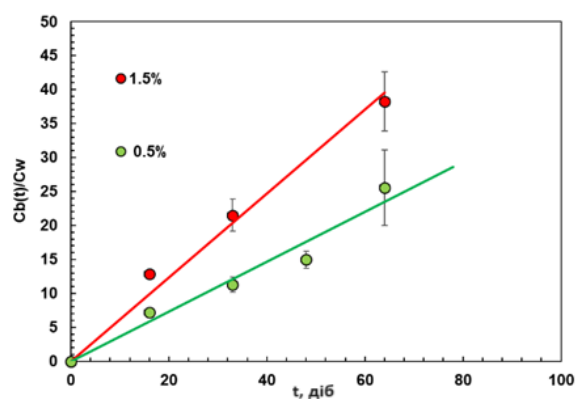
a



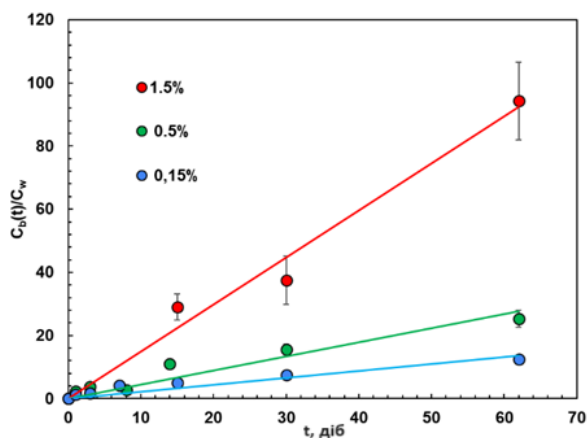
b



c



d



e

Рисунок 3.6 Відносна динаміка питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риб (середнє  $\pm$  SE, N=5) за температури води 5°C (а), 12°C (б), 17°C (в), 22°C (г) та 27°C (д) при годуванні від 0 до 1,5% маси риби та відповідній апроксимації рівнянням 2.4



**Швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  (доба $^{-1}$ ) в кісткову тканину риб з води при різних температурах води та режимах годівлі**

Температура води, °C	Споживання корму (DM), %	$k_w$ , доба $^{-1}$	R <sup>2</sup>
5	0	0.056±0.002	0.94
	0.15*	0.054±0.005	0.90
12	0.15	0.15±0.01	0.96
	0.3	0.21±0.02	0.99
	0.6*	0.22±0.02	1.00
17	0.15	0.18±0.02	1.00
	0.5	0.37±0.03	0.99
	0.9*	0.38±0.03	0.99
22	0.5	0.37±0.12	0.96
	1.5	0.62±0.06	0.98
27	0.15	0.22±0.02	0.87
	0.5	0.44±0.03	0.92
	1.5	1.5±0.2	0.97

\* - максимальна кількість корму, яку за цієї температури могли з'їсти риби за 30 хвилин.

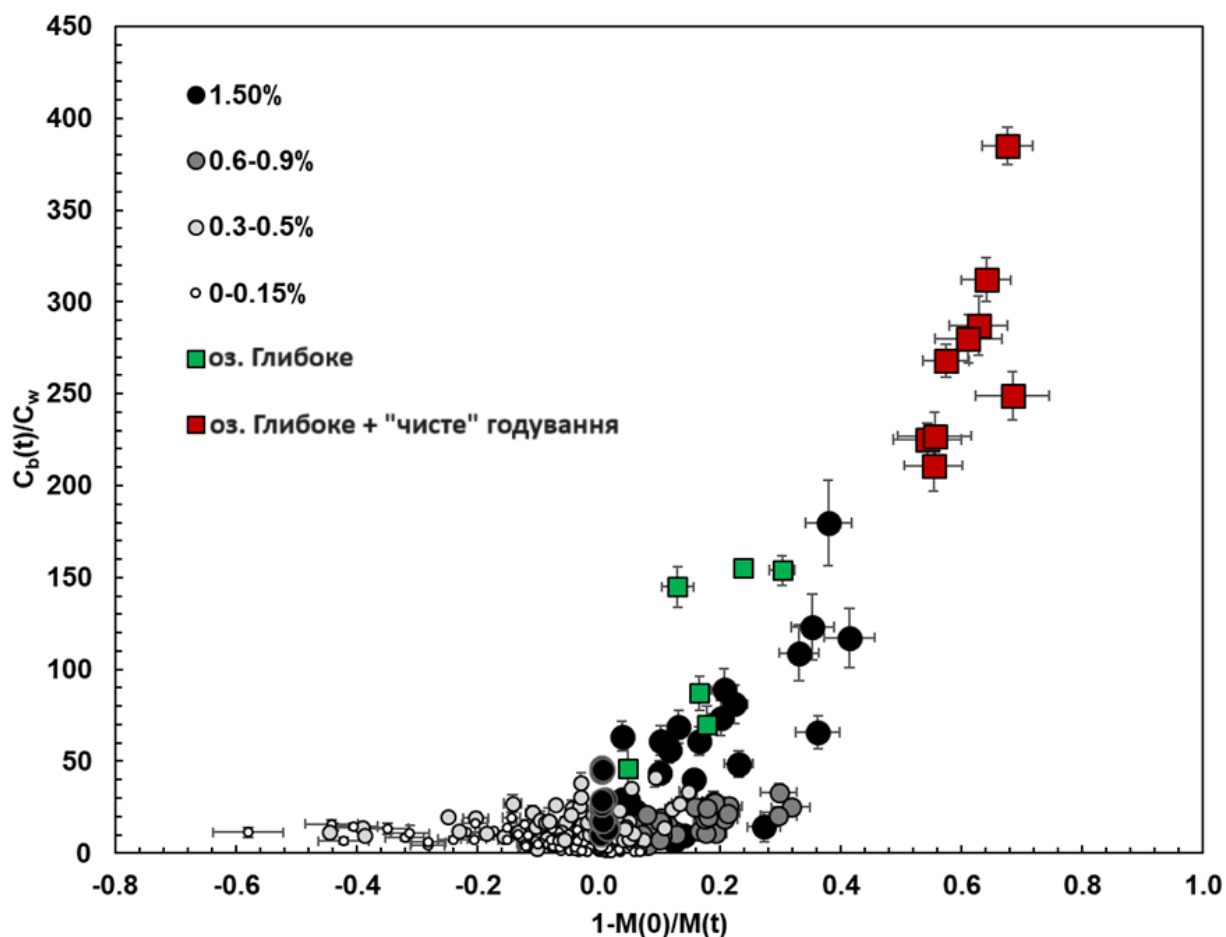
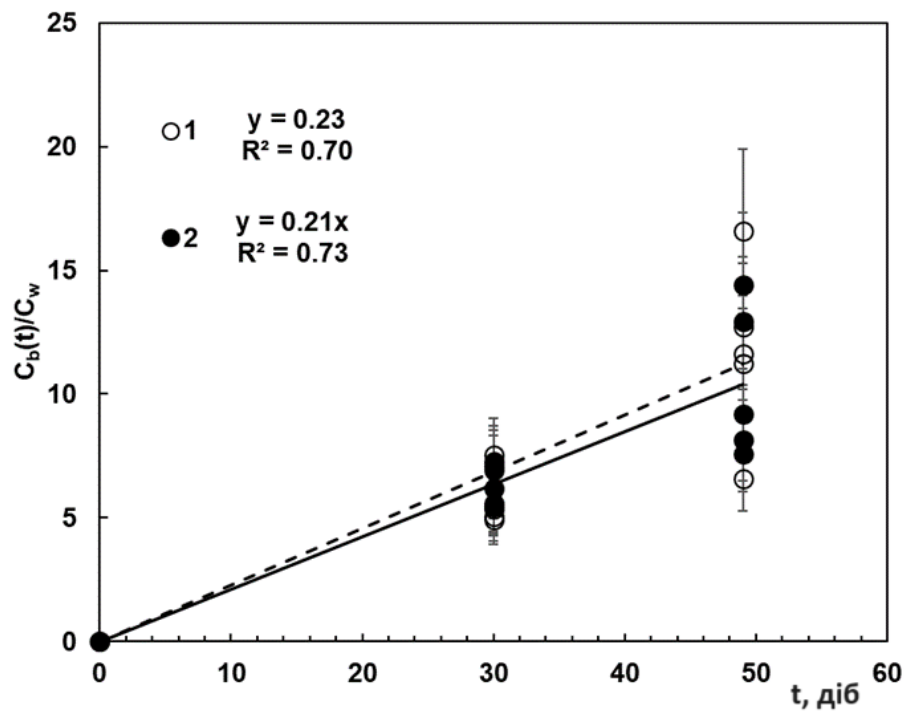


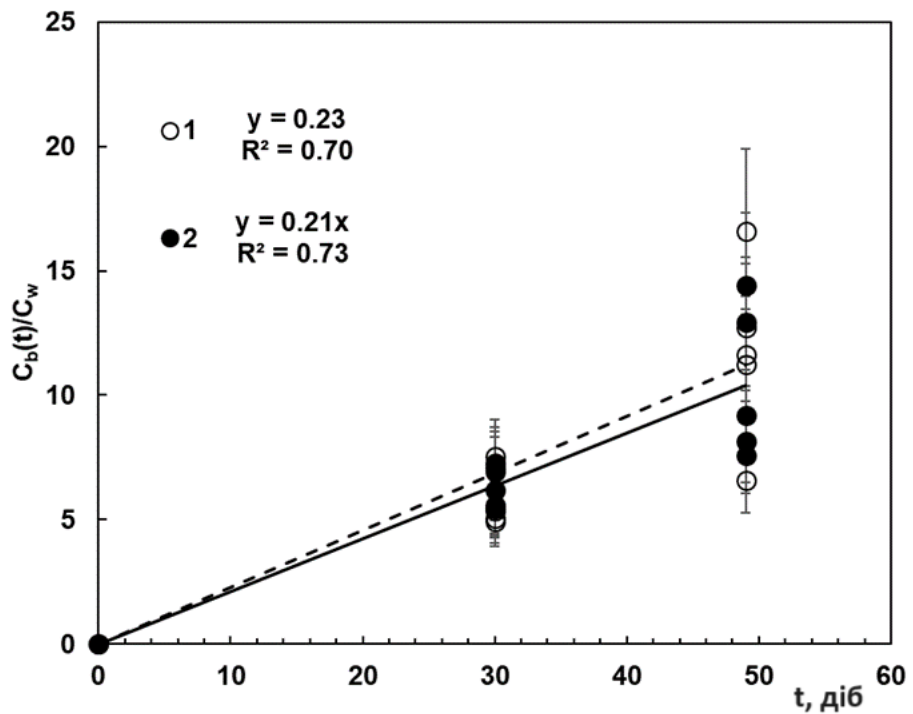
Рисунок 3.7 Залежність питомої активності <sup>90</sup>Sr у кістковій тканині карася сріблястого ( $C_b(t)/C_w$ ) від відносного приросту його маси ( $1-M(0)/M(t)$ ) за температури води 5–27 °C і добового споживання корму (0–1,5%) на масу риби та риби з оз. Глибоке без та з додатковим чистим годуванням.

Полеві експерименти показали, що сорбція <sup>90</sup>Sr чистим кормом з води озера Глибоке ( $100 \pm 10$  Бк·л<sup>-1</sup>) була незначною (Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023). При температурі води 12°C та 27°C і питомій активності <sup>90</sup>Sr у воді  $200 \pm 10$  Бк·л<sup>-1</sup> риб годували безпосередньо в акваріумах (табл. 2.4). З іншого паралельного акваріума риб на той самий час на 30 хвилин переносили в акваріуми з "чистою" водою з такою ж кількістю "чистого" корму - 0,3% та з 0,15% корму від маси риб на добу. Це не вплинуло на швидкість надходження <sup>90</sup>Sr у м'язову тканину риб, тобто пероральне надходження радіостронцію з їжею

у другому випадку за рахунок проникнення радіоактивної води в "чистий" корм під час годування було незначним -  $k_f \ll k_w$  (рис. 3.5).



a



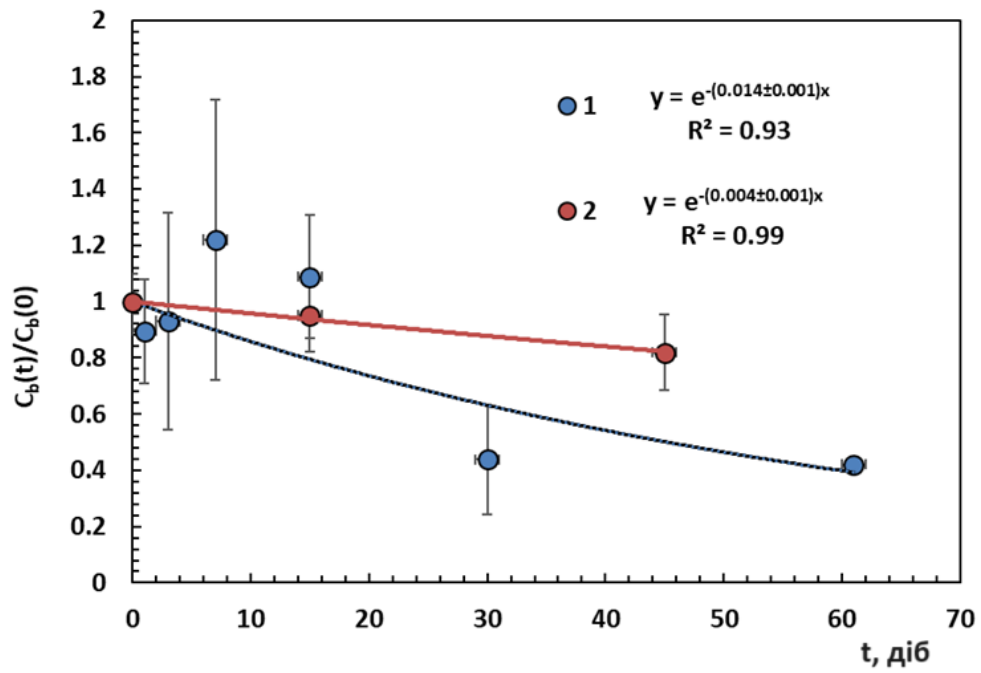
b

Рисунок 3.8 Динаміка співвідношення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риби та воді при переведенні риби на 30 хв у чисту воду для годівлі (1) та без пересадки (2, 3) при  $12^\circ\text{C}$  та годівлі  $0,3\%$  доба $^{-1}$  (а) і  $27^\circ\text{C}$  та годівлі  $0,15\%$  доба $^{-1}$  (б).

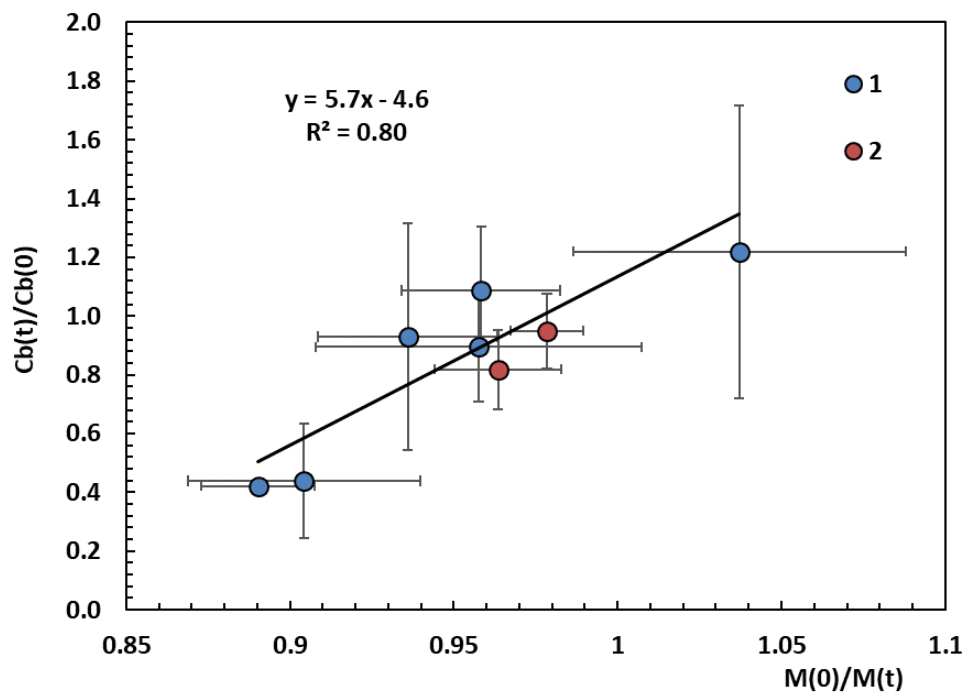
### 3.3.2. Очищення/виведення $^{90}\text{Sr}$ з організму риби

Динаміка зниження питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  ( $k_b$ , доба $^{-1}$ ) в кістковій тканині карася сріблястого при температурі води  $22\pm 1^\circ\text{C}$  ( $k_b=0,004\pm 0,001$  доба $^{-1}$ ,  $T_{1/2}=50\pm 4$  днів) та  $25\pm 1^\circ\text{C}$  ( $k_b=0,014\pm 0,001$  доба $^{-1}$ ,  $T_{1/2}=160\pm 30$  днів) і добовому споживанні корму  $0,5\%$  від маси риби наведена на рис. 3.9а. Зменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риби корелює зі зміною маси риби (рис. 3.9б), що узгоджується з рівнянням 2.8.

Активність  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині риби не перевищувала МДА. Біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  (Бк  $\text{кг}^{-1}$ ) у кістковій тканині риби становив  $T_{1/2}=50-160$  днів після короткочасного забруднення протягом 60 днів, що узгоджується з аналогічними експериментами (Тjahaja et al., 2012)). Однак це суперечить тому, що швидкість виведення  $^{90}\text{Sr}$  з кісткової тканини аборигенних риби у природних умовах навіть влітку була меншою за  $0,001$  доба $^{-1}$  ( $T_{1/2} > 500$  днів) внаслідок біорозведення (Teien et al., 2021; Pavlenko et al., 2024). Це може бути зумовлено обмінними процесами  $\text{Ca}/\text{Sr}$  у "молодій" кістковій тканині, про що йшлося вище (рис.3.7), та відсутністю таких у "старій" кістковій тканині аборигенної риби у природних умовах ЧЗВ.



а



б

Рисунок 3.9 Зміна відносної питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині карася сріблястого ( $C_b(t)/C_b(0)$ ) за температури води  $22\pm 1^\circ\text{C}$  (1) та  $25\pm 1^\circ\text{C}$  з часом (t) у "чистій" воді з відповідною апроксимацією найменших квадратів з

урахуванням невизначеності значень за рівнянням 2.3 (а) та з відносною зміною маси риби ( $M(0)/M(t)$ ) з відповідною апроксимацією за рівнянням 2.8.

Це підтверджують результати відсутності достовірного зменшення ( $p>0.5$ ) питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині ( $R^2=0.005$ ) та м'язовій тканині ( $R^2=0.005$ ) лина (*Tinca tinca*) із забрудненого озера Глибоке у чистій воді впродовж 45 діб в природних умовах ЧЗВ (Pavlenko et al., 2024). Різниця питомих активностей  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканині аборигенного лина в природних умовах ЧЗВ більше ніж у 100 разів аналогічна до карася сріблястого (Teien et al., 2021). Витримка в "чистій" воді риби з радіоактивно забрудненої водою ЧЗВ до 45 днів не призвела до достовірного зменшення ( $p>0.5$ ) питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  навіть у м'язовій тканині лина ( $T_{1/2}>900$  день, рис. 3.4), що, можливо, обумовлено обмінними процесами Ca/Sr між кістковою тканиною, кров'ю та м'язовою тканиною (Teien et al., 2021). При цьому спостерігалось зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині лина ( $T_{1/2}=160\pm 40$  діб).

Отже, використання витримки риби в "чистій" воді як контрзаходу для зменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині буде ефективним тільки за короткочасного радіоактивного забруднення риби радіостронцієм після аварій.

### **3.4 Кулінарна обробка кісткової тканини лінів**

#### **3.4.1 Коефіцієнт утримання $^{90}\text{Sr}$ при харчовій обробці кісткової тканини під час варіння**

При варінні тушки риби (м'ясо і хребетні кістки) для приготування супу, рибний бульйон буде розглядатися як їстівна частина. Відповідно, згідно з визначенням (МАГАТЕ, 2010), коефіцієнт утримання при переробці тут кількісно визначає частку активності, яка переходить у харчовий продукт (бульйон) із сировини (кісток) - відношення активності  $^{90}\text{Sr}$  у бульйоні до суми активності  $^{90}\text{Sr}$  у бульйоні та кістках. Коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні кісткової тканини лина для приготування бульйону становили  $0.0066\pm 0.0024$  після вилову з озера Глибоке та  $0.0014\pm 0.0005$  після утримання риби протягом

45 діб у "чистій" воді озера Старуха (табл. 3.4). Хоча спостерігалось незначне зниження переходу  $^{90}\text{Sr}$  з кісток у воду при варінні після попереднього утримання риби в чистій воді, можливо, за рахунок утворення нової "чистої" кісткової тканини, коефіцієнти утримання при переробці статистично достовірно не відрізнялися ( $p > 0,05$ ).

Таблиця 3.4

**Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у варених кістках і бульйоні та коефіцієнт утримання при переробці**

№	Активність $^{90}\text{Sr}$ , Бк		Коефіцієнти утримання $^{90}\text{Sr}$ ( $A_s/(A_s+A_b)$ )
	У варених кістках ( $A_b$ )	У бульйоні ( $A_s$ )	
Без утримання риби в «чистій» воді			
1	572±70	4.3±0.5	0.008±0.001
2	573±69	0.4±0.1	0.0007±0.0002
3	229±28	1.8±0.2	0.008±0.001
4	516±63	7.5±0.6	0.014±0.002
5	821±100	2.1±0.3	0.0026±0.0005
<b>Середнє</b>	<b>542±94</b>	<b>3.2±1.2</b>	<b>0.0066±0.0024</b>
Риб витримували в «чистій» воді 45 днів			
1	296±53	1.1±0.2	0.0035±0.0009
2	426±77	0.4±0.1	0.0009±0.0004
3	689±124	0.8±0.2	0.0011±0.0003
4	430±77	0.4±0.1	0.0009±0.0004
5	498±90	0.3±0.1	0.0005±0.0002
<b>Середнє</b>	<b>467±64</b>	<b>0.6±0.1</b>	<b>0.0014±0.0005</b>

### Висновки до Розділу 3

В рамках проведених досліджень вперше отримані фактори зниження радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  риби при застосуванні корму з різним вмістом одного з видів Берлінської лазури – залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF) в природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Застосування додаткового чистого годування з 0,1% і 1% вмістом KF<sub>6</sub>CF знижувало надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рибу в  $2,7\pm 0,5$  і  $4,7\pm 0,7$  разів відповідно в порівнянні з додатковим чистим годуванням без KF<sub>6</sub>CF (Pavlenko et al., 2023).

Під час лабораторних експериментів проведених в контрольованих умовах акваріуму вперше вивчена швидкість надходження і виведення  $^{90}\text{Sr}$  з води до риби при різній температурі води і режимах годівлі. Мінімальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину риб ( $\sim 0,055$  доба<sup>-1</sup>) з води спостерігалась за найнижчої температури 5°C та мінімального добового надходження їжі – 0.15% від маси риби (Kashparov et al., 2024). Максимальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину карася сріблястого становила  $1,5\pm 0,2$  доба<sup>-1</sup> за температури  $27\pm 1^\circ\text{C}$  за максимального годування (1,5%),

На відміну від короткострокових лабораторних експериментів у реальних умовах було продемонстровано низьку ефективність витримки риби в "чистій" воді з метою зменшення вмісту в ній  $^{90}\text{Sr}$ .

Уперше визначено коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варіанті кісткової тканини аборигенного лина з радіоактивно забрудненого озера Глибокого, які не перевищували 0,01.

*Результати експериментальних досліджень даного розділу наведено в таких публікаціях:*

1. **Павленко П. М.,** Кашпарова О. В., Левчук С. Є., Гречанюк М. О., Гудков І. М., Кашпаров В. О., 2021. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) у Чорнобильській зоні



- відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 22(3), 272-283  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.272>
2. Kashparova, O. V., Levchuk, S. E., Khomutinin, Yu. V., **Pavlenko, P. M.**, Hrechaniuk, M. O., Kashparov, V. O. 2022. The uptake and excretion rate of  $^{137}\text{Cs}$  from the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different feeding routine. Nuclear Physics and Atomic Energy. 23(1), 57 – 63  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2022.01.057>
  3. **Pavlenko, P.**, Levchuk, S., Yoschenko, V., Hrechaniuk, M., Wada, T., Kashparov, V. 2024. Testing countermeasures to reduce  $^{90}\text{Sr}$  content in fish products. Journal of Environmental Radioactivity. 271, 107316  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107316>
  4. **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  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282>
  5. Kashparova, O., Teien, H.-C., **Pavlenko, P.**, Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K. A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. Journal of Environmental Radioactivity. 258, 107091,  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>
  6. Kashparov, V., **Pavlenko, P.**, Kashparova, O., Levchuk, S., Yoschenko, V., Teien, H.-C., Wada, T., Hrechaniuk, M., Khomutinin, Y., Salbu, B. 2024. Uptake from water and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by silver Prussian carp (*Carassius gibelio*). Journal of Environmental Radioactivity. 276, 107443  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2024.107443>
  7. Кашпарова О. В., **Павленко П. М.**, Левчук С. Є., Гудков І. М. 2020. Виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі

- води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. 6(88), 1-12, <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.003>
8. Kashparova O., Teien H.-C., Levchuk S., **Pavlenko P.**, Gudkov I. Model experiment to support field observations on uptake on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Prussian carp (*Carassius gibelio*) // НАУКОВІЦІ НУБІП У ВИВЧЕННІ ТА МІНІМІЗАЦІЇ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС Монографія за заг. ред. проф. І. М. Гудкова і проф. В. О. Кашпарова, 2021
  9. Kashparova O., **Pavlenko P.**, Maatoug M. The rate of the  $^{137}\text{Cs}$  excretion from *Carassius gibelio* at different water temperature under nature conditions // VIII Міжнародна наукова конференція молодих вчених Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування, Харків 2020
  10. **Павленко П.**, Гречанюк М. Вплив збільшення маси на вміст  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині карася сріблястого (*CARASSIUS GIBELIO*) // I Міжнародна науково-практична конференція «CHORNOBYL: OPEN AIR LAB» 24 Квітня 2021
  11. **Pavlenko P.**, Kashparova O., Hrechaniuk M. Radiological effectiveness of additional “clean” feeding for managing  $^{137}\text{Cs}$  content in Silver Prussian Carp (*Carassius gibelio*) in Chernobyl Exclusion Zone // IX Міжнародна наукова конференція молодих вчених Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування, Харків 2021
  12. **Polina Pavlenko**, Olena Kashparova, Maksym Hrechaniuk, Sviatoslav Levchuk, Toshihiro Wada, Vasyl Yoschenko, Valery Kashparov Model laboratory experiments to support field researchers on uptake and excretion of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) // 9th Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University February 2023, Fukushima, Japan

13. **Павленко П.М.** Проведення лабораторних експериментів для підтримки польових досліджень з надходження та виведення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) // Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу 25 травня 2023 Київ, Україна
14. **Pavlenko P.M.** , Levchuk S.E., Yoschenko V.I. , Hrechaniuk M.O., Wada T., Kashparov V.O Measures to reduce content of  $^{90}\text{Sr}$  in fish // THE 8th CONGRESS OF UKRAINIAN RADIOBIOLOGICAL SOCIETY WITH INTERNATIONAL PARTICIPATION August 21 – 25, 2023, Zhytomyr, Ukraine
15. **Polina Pavlenko**, Toshihiro Wada, Vasyl Yoschenko, Valery Kashparov Testing new methods to reduce  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contamination of freshwater fish // 10th Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University, February 2024, Fukushima, Japan

## РОЗДІЛ 4. АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 4.1 Визначення ефективності застосування чистого корму з різним вмістом KFCSF у природних умовах у садках

Експерименти з годівлею "чистого" карася сріблястого, якого тримали в забрудненій озерній воді, показали, що додаткове згодовування чистого корму, який містить KFCSF, є ефективним і дешевим контрзаходом для зменшення накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у м'язових тканинах риб.

У риб, які отримували додатковий чистий корм з 1% KFCSF, спостерігався підвищений вміст  $^{137}\text{Cs}$  після переміщення в забруднену озерну воду в червні-липні та значне зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб протягом липня-жовтня (рис. 3.1) з біологічним періодом напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$   $105\pm 12$  днів. Отримане значення відповідає біологічному періоду напівзменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині карася (*Carassius gibelio*) влітку після переміщення риби в чисту воду (Teien et al., 2021; Каглян та ін. 2018). Таким чином, застосування додаткового чистого корму з KFCSF можна використовувати в радіоактивно забруднених водоймах для зниження забруднення риби радіоцезієм за кілька місяців до вилову без переміщення риби в «чисту» воду. Радіологічна ефективність (коефіцієнт зниження) додаткового чистого годування з KFCSF як контрзаходу для зменшення забруднення м'яса риби радіоцезієм дуже висока і становить 7-16 і 12-27 разів при вмісті KFCSF 0,1% і 1%, відповідно (Pavlenko et al., 2023). Водночас слід зазначити, що вартість KFCSF становить близько 10 євро за кг (Jacob et al., 2009; Ulanovsky et al., 2011; Labunska et al., 2018), а додавання 0,1% та 1% KFCSF до корму збільшить вартість використаних кормів лише на 1% і 10%, відповідно. Вартість корму для риби в Україні становить близько 1 євро за кг (<https://skaliaria.rv.ua/>), що, безумовно, вигідно та економічно виправдано з точки зору радіаційного захисту. Високий перехід  $^{90}\text{Sr}$  до кісткової тканини риби також був продемонстрований як і у 2018-2021 році, де питома активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістках

зросла до  $15 \pm 1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  (табл. 3.1, рис.4.1). При цьому в одного великого карася (група 0\*), вага якого протягом експерименту впала зі 147 до 129 грамів питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістках була на порядок менша і зросла лише до  $1.5$  кБк  $\text{кг}^{-1}$ , що відповідає раніше розробленій нами моделі (Kashparova et al., 2023). Проте питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у аборигенних риб із озера була в 4-5 разів вищою (Гречанюк та ін. 2022; Teien et al., 2021). У риб, які отримували додатковий чистий корм з різним вмістом KFCSF, питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кісткових тканинах риб значно більше зростала після переведення в забруднену озерну воду до  $28 \pm 1$  кБк  $\text{кг}^{-1}$  і статистично не відрізнялася (рис.4.1).

Польові дослідження показали, що сорбція  $^{90}\text{Sr}$  чистими кормами з різним вмістом KFCSF з води Глибокого озера була незначною. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у вологому кормі після 10 хвилин контакту з водою становила менше  $85$  Бк  $\text{кг}^{-1}$ . Отримані значення були на один-два порядки нижчими за питомиї активності  $^{90}\text{Sr}$  у вмісті кишківника риби в озері Глибоке (Teien et al., 2021). Більше забруднення риби  $^{90}\text{Sr}$ , яка отримувала додатковий чистий корм, зумовлене відносно значним збільшенням маси кісткової тканини порівняно з контрольною рибою та поглинанням  $^{90}\text{Sr}$  рибою безпосередньо з води, що узгоджується з раніше отриманими результатами (Павленко та ін.2021; Kashparova et al., 2023).

Таким чином, додаткове згодовування риbam чистого корму не призвело до суттєвого зменшення надходження  $^{137}\text{Cs}$ , пов'язаного з природним харчуванням, в організм риб, але зменшило вміст  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині за рахунок біорозведення, причому приріст маси риб на чистому кормі становив  $2.4 \pm 0.2$  рази порівняно з контролем (рис. 3.1б, 4.1). Аналогічні результати були отримані в експериментах, проведених протягом 2018-2020 рр.

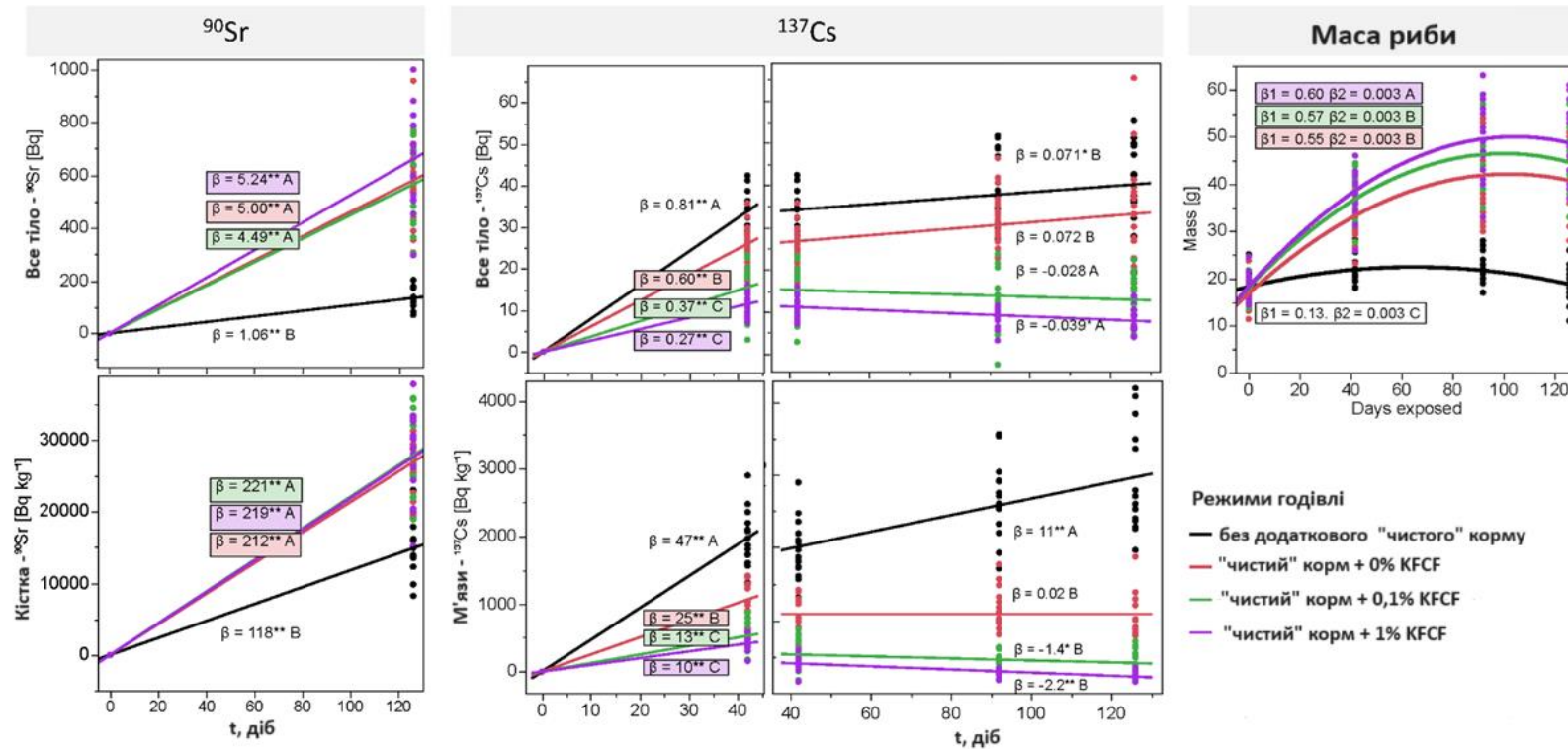


Рисунок 4.1 Активність радіонуклідів у всьому тілі риб (Бк), питома активність <sup>90</sup>Sr у кістковій тканині та <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині і маса тіла під час експерименту з годуванням в умовах ЧЗВ. Бета – це нахили для кожної групи дослідження з 95 % довірчими інтервалами ( $\beta$ -s позначені \* $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , якщо відмінні від нуля).  $\beta$ -s, що не мають спільних великих літер (A, B, C), мають достовірно відмінні нахили при  $p < 0,05$ ). (Pavlenko et al.2023).

Чистий корм без KFCSF знижував питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язах у  $2.6\pm 0.3$  рази влітку, завдяки підвищеному приросту маси (у  $2.6\pm 0.2$  рази) та подальшому біорозведенню. Застосування додаткового чистого корму, що містив 0.1 % або 1 % KFCSF, призвело до додаткового зниження вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах риб у  $2.7\pm 0.9$  та  $4.4\pm 0.3$  рази, відповідно, порівняно з рибами без додаткового чистого корму та з додатковим чистим кормом без KFCSF. З урахуванням біорозведення радіологічна ефективність (коефіцієнт зменшення) застосування додаткового чистого корму, що містив 0.1 % та 1 % KFCSF, для зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині риб становила 7-16 та 12-27 разів, відповідно, порівняно з контрольними групами без додаткового чистого корму. На відміну від  $^{137}\text{Cs}$ , додаткове годування чистим кормом з KFCSF не впливало на надходження  $^{90}\text{Sr}$ . Однак, у порівнянні з контролем, накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риб зростало внаслідок додавання чистого корму, що супроводжувалося збільшенням маси риб і надходженням  $^{90}\text{Sr}$  безпосередньо з води. Однак радіологічний ризик, пов'язаний із споживанням корму, є низьким, оскільки питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині є низькою, близько 1 % від концентрації в кістковій тканині (Teien et al.2021).

У сільськогосподарських тварин добавки KFCSF у кормі впливали на поглинання  $^{137}\text{Cs}$  у шлунково-кишковому тракті, але при цьому, на відміну від риб, не впливали на швидкість виведення вже депонованого в організмі цезію (Булдаков и др. 1991). Для риб було статистично достовірно встановлено ( $p < 0,01$ ) вплив KFCSF на швидкість виведення радіоцезію з організму карасів, яка практично в 2 рази перевищувала швидкість виведення у разі використання тільки чистого корму без KFCSF.

На підставі отриманих результатів (рис.4.1, Додаток А) можна зробити висновок, що застосування менших концентрацій KFCSF в кормі риб

(<0,1% або 6 мг/кг ваги риби) може бути також ефективним, проте це потребує окремих експериментальних досліджень.

На сьогодні, застосування KF<sub>2</sub>CF<sub>3</sub> (0,1-1%) дозволило б знизити рівні забруднення <sup>137</sup>Cs у прісноводній рибі до рівня, нижчого за допустимий, майже у всіх водоймах України за межами ЧЗВ. Більше того, європейський допустимий рівень (600 Бк кг<sup>-1</sup>) не буде перевищено навіть у найбільш радіоактивно забруднених водоймах ЧЗВ, включаючи озеро Глибоке (Pavlenko et al., 2023).

#### **4.2 Виведення <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs з риби у природних умовах**

Дослідження показало, що експеримент з утриманням аборигенних риб з радіоактивно забрудненого озера ЧЗВ у "чистій" воді протягом 45 діб не призводить до достовірного зниження вмісту <sup>90</sup>Sr як у кістковій, так і в м'язовій тканині риб. В той же час, спостерігається зниження питомої активності <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині лина ( $T_{1/2} = 160 \pm 40$  діб). Це робить даний захід неефективним як контрзахід для зменшення забруднення риби радіостронцієм. Очищення риби від радіостронцію шляхом переведення її в "чисту" воду може бути ефективним лише тоді, коли риба перебувала у забрудненій радіонуклідами воді протягом нетривалого проміжку часу (Pavlenko et al., 2024).

#### **4.3 Надходження <sup>90</sup>Sr з води та виведення з організму риб в лабораторних умовах**

Проведена серія лабораторних акваріумних експериментів у контрольованих умовах при різній температурі води (5-27°C) та раціоні (0-1,5% корму від маси риби на добу) дозволила підтвердити достовірність висновків, щодо основних шляхів надходження <sup>90</sup>Sr і параметрів метаболізму радіонукліду, які були отримані в реальних умовах ЧЗВ для



карася сріблястого (*Carassius gibelio*) (Teien et al.2021; Павленко 2021; Kashparova et al., 2023; Pavlenko et al., 2023, 2024).

Мінімальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  в кісткову тканину риби ( $\sim 0,055$  доба $^{-1}$ ) була при найнижчій температурі води  $5^{\circ}\text{C}$  при мінімальному добовому надходженні з їжею – 0.15% від маси риби. Максимальна швидкість поглинання  $^{90}\text{Sr}$  кістковою тканиною карася сріблястого становила  $1,5\pm 0,2$  доба $^{-1}$  при температурі  $27\pm 1^{\circ}\text{C}$  за максимальної годівлі (1,5%) (Kashparov et al., 2024). Це добре узгоджується зі швидкістю надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину карася сріблястого в природних умовах ЧЗВ, яка дорівнює 1.4–1.6 доба $^{-1}$  при температурі води вище  $19^{\circ}\text{C}$  і лише 0.08–0.2 доба $^{-1}$  в сезон з температурою води нижче  $7^{\circ}\text{C}$  (Teien et al.2021).

Таким чином, обмеження годівлі риби перед виловом після забруднення радіостронцієм водойм з метою зменшення швидкості росту може розглядатися як контрзахід.

Біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині карася сріблястого за температури води  $22\pm 1^{\circ}\text{C}$  та  $25\pm 1^{\circ}\text{C}$  і добовому споживанні корму 0.5% на масу риби становив  $T_{1/2} = 50\text{--}160$  діб після короткочасного забруднення протягом 60 днів, що узгоджується з аналогічними акваріумними експериментами (Kashparov et al., 2024, Tjahaja et al., 2012), однак суперечить швидкості виведення  $^{90}\text{Sr}$  з кісткової та м'язової тканини аборигенних риб з природних високо забруднених водойм  $>500\text{--}1000$  діб (Teien et al.2021; Pavlenko et al., 2024). Таким чином, очищення риби від радіостронцію при переміщенні її в "чисту" воду в якості контрзаходу може бути використане тільки у випадку короткочасного радіоактивного забруднення риби після радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

#### **4.4 Кулінарна обробка кісткової тканини лінів**

Коефіцієнт утримання Sr при обробці м'яса риби під час варіння м'язової тканини становить  $F_r = 0.9$ , отже, 10% активності радіостронцію переходить у рибний бульйон після варіння м'яса риби (IAEA, 2010). М'язова тканина зі шкірою містить менше 5%, а скелет прісноводної риби (родина *Cyprinidae*) без луски, нутрощів і зябер містить менше 60% активності  $^{90}\text{Sr}$  відповідно (Gudkov et al., 2008). Отже, при варінні тушки (м'ясо з хребетною кісткою) у воді в бульйон перейде менше 0,5 % від загальної активності  $^{90}\text{Sr}$  в рибі з м'яса і менше 0,5 % з кісткової тканини хребта риби. Таким чином, у разі споживання після варіння лише м'язового філе коропоної риби або її тушки надходження стронцію в організм не буде суттєво відрізнятися.

Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у всьому тілі коропових риб в десятки разів перевищує питому активність в м'язовій тканині (Gudkov et al., 2008). Встановлено, що відносний вміст  $^{90}\text{Sr}$  у різних органах і тканинах карася в оз. Глибоке в 2001 і 2008 роках становив 53–61% у скелеті, 38–39% у лусці і 3,5% у зябрах. З іншого боку, у м'язовій тканині, шкірі та внутрішніх органах вміст  $^{90}\text{Sr}$  становив лише 2–4%, 0.2–0.5% та 0.3–0.6% відповідно (Gudkov et al., 2008). Тому встановлення допустимих рівнів вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у всьому тілі риби, включаючи кісткову тканину (Balonov et al., 2018), а не в її філейній частині, є вкрай консервативним і не виправданим з точки зору радіаційного захисту (Pavlenko et al., 2024).

#### **4.5 Рекомендації щодо застосування заходів зі зменшення радіоактивного забруднення риби $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ обґрунтованих та розроблених в рамках дисертаційної роботи**

На основі отриманих під час роботи результатів було розроблено **"Методичні рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  та**

**<sup>90</sup>Sr у рибі (ДР-2006)"** (Додаток Б), які було впроваджено в практику ведення рибного господарства в ПЗ "Древлянський".

Також для національної "СИСТЕМИ ПІДТРИМКИ ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ ПРИ ЯДЕРНИХ І РАДІАЦІЙНИХ АВАРІЯХ ДЛЯ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА УКРАЇНИ" (<http://www.uia.org.ua/support/sstart.htm>) підготовлено коригування застосування таких контрзаходів, як "29 Використання чистих кормів" (рис. 4.2) та "24 Використання препаратів залізо(III)-гексаціаноферату калію в раціоні харчування" – Рис. 4.3 ([http://www.uia.org.ua/support/5\\_PROTECTIVE/tables/table\\_food\\_ukr\\_f.pdf](http://www.uia.org.ua/support/5_PROTECTIVE/tables/table_food_ukr_f.pdf)) (Додаток В)

Ці доповнення планується впровадити в Європейську систему EURANOS (European approach to nuclear and radiological emergency management and rehabilitation strategies <https://euranos.iket.kit.edu/>).

## ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі представлено результати та узагальнення досліджень з перспективного наукового напрямку – розробки нових заходів щодо зменшення радіоактивного забруднення риби  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в умовах реального забруднення водойм після Чорнобильської аварії з метою радіаційного захисту як людини, так і навколишнього середовища. Вперше отримано параметри зниження радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  риби при використанні корму з різним вмістом одного з видів Берлінської лазурі – залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF) в природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Уперше в акваріумних умовах вивчено швидкість надходження та виведення  $^{90}\text{Sr}$  з води в рибу за різної температури води та режимів годівлі. На відміну від короткострокових лабораторних експериментів у реальних умовах продемонстровано низьку ефективність витримки риби в «чистій» воді з метою зменшення вмісту в ній  $^{90}\text{Sr}$ . Уперше визначено коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні кісткової тканини лина, забрудненого в реальних умовах для приготування бульйону.

1. Вперше в промислових умовах виготовлено корм для коропових риб з різним вмістом (0.1% та 1%) одного з видів Берлінської лазурі – залізо-гексаціаноферату калію (KF<sub>6</sub>CF) та визначено радіологічну ефективність його використання в реальних природних умовах Чорнобильської зони відчуження (Pavlenko et al., 2023).

2. Показано, що чисте годування без KF<sub>6</sub>CF знижує питому активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині карася сріблястого впродовж літа в  $2,6 \pm 0,3$  рази за рахунок збільшення приросту маси (біорозведення) в  $2,6 \pm 0,2$  рази. Застосування додаткового чистого годування з 0,1% і 1% вмістом KF<sub>6</sub>CF знижувало надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рибу в  $2,7 \pm 0,5$  і  $4,7 \pm 0,7$  рази відповідно в порівнянні з додатковим чистим годуванням без KF<sub>6</sub>CF (Pavlenko et al., 2023).

3. Уперше в реальних умовах показано високу радіологічну ефективність (коефіцієнт зниження) за низьких фінансових витрат застосування додаткового чистого корму з вмістом KFCF 0,1% та 1%, яка для питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині карася сріблястого становила 7-16 та 12-26 разів порівняно з контрольною групою без додаткового чистого годування (Pavlenko et al., 2023). Застосування KFCF у кормі не впливає на швидкість росту риби та надходження  $^{90}\text{Sr}$ .

4. У природних умовах показано, що переміщення риби в «чисту» воду не призводить до статистично достовірного зменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій та кістковій тканині лінів. Це робить даний захід неефективним для зменшення питомої активності радіостронцію в разі тривалого перебування риби в забрудненій воді (Pavlenko et al., 2024).

5. У лабораторних умовах було отримано мінімальну швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину риб ( $\sim 0,055$  доба $^{-1}$ ) з води за температури 5°C та мінімального добового надходження їжі – 0.15% від маси риби (Kashparov et al., 2024). Максимальна швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину карася сріблястого становила  $1,5 \pm 0,2$  доба $^{-1}$  за температури  $27 \pm 1^\circ\text{C}$  за максимального годування (1,5%), що добре узгоджується зі швидкістю надходження  $^{90}\text{Sr}$  у кісткову тканину карася сріблястого в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, корелює з відносним збільшенням ваги риб і підтверджує твердження про переважне надходження стронцію в рибу з води, а не з їжею (Павленко та ін., 2021).

6. Показано, що біологічний період напівзменшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині карася сріблястого становив  $T_{1/2} = 50-160$  діб після короткочасного забруднення протягом 60 днів, що узгоджується з аналогічними акваріумними експериментами (Тjahaja et al., 2012), проте суперечить швидкості виведення  $^{90}\text{Sr}$  із кісткової та м'язової тканини

аборигенних риб із природних високозабруднених водойм >500–1000 діб (Teien et al., 2021; Pavlenko et al., 2024). Таким чином, очищення риби від радіостронцію при переміщенні її в «чисту» воду в якості контрзаходу може бути використане тільки протягом короткого проміжку часу після радіоактивного забруднення водойми  $^{90}\text{Sr}$ .

7. Уперше отримано коефіцієнти утримання  $^{90}\text{Sr}$  при варінні кісткової тканини лина з озера Глибоке для приготування бульйону, які не перевищували 0,01. Тому з огляду на вміст цього радіонукліду в кістковій і м'язовій тканині риб установлення допустимих рівнів вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в усьому тілі риби, включаючи кісткову тканину, є вкрай консервативним і не виправданим з точки зору радіаційного захисту.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. 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. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aabe34>
2. Bengtsson, B., Dickson, W., Nyberg, P. 1980. Liming Acid Lakes in Sweden. *Ambio*, 9(1), 34-36.
3. Beresford, N.A., Yankovich, T.L., Wood, M.D., Fesenko, S., Andersson, P., Muikku, M., Willey, N.J., 2013. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and caesium. *Sci. Total Environ.* 463–464, 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.013>
4. Berkovski V., Voitsekhovitch O.A., Nasvit O., Zheleznyak M., Sansone U., “Exposures from aquatic pathways”, *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996)*, Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of 99 the European Communities, Luxembourg (1996) 283–294.
5. Blaylock, B.G., Radionuclide data base available for bioaccumulation factors for freshwater biota, *Nucl. Saf.* 23 (1992) 427.
6. Bogdevitch I., Sanzharova N., Prister B., Tarasiuk S., “Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident”, *Role of GIS in Lifting the Cloud off Chernobyl*, (J. Kolečka Ed.), Kluwer Academic Publishers (2002) 147-158.
7. Brittain J.E., Storruste A., Larsen E., Radiocaesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident, *J. Environ. Radioact.* 14 (1991) 181–191.

8. Brynildsen, L.I., Selnaes, T.D., Strand, P., Hove, K., 1996. Countermeasures for radiocesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident — techniques, effectiveness, and costs. *Health Physics*. 70(5), 665–672.
9. Camplin W.C., Leonard D.R.P., Tipple J.R., Duckett L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18(1989), Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.
10. Chowdhury, M.J., Blust, R. 2001. A mechanistic model for the uptake of waterborne strontium in the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Technol.* 35, 669–75. <https://doi.org/10.1021/es000142t>
11. Courti, A., Bouisset, P., Chevallier, P., 2002. Beta spectrometry for environmental radioactivity measurements. *Radioprotection*. 37 (C1), 911–916. <https://doi.org/10.1051/radiopro/2002223>
12. Craig, S.R., Helfrich, L.A., Kuhn, D.D., & Schwarz, M.H., 2009. Understanding Fish Nutrition, Feeds, and Feeding. <https://fisheries.tamu.edu/files/2019/01/FST-269.pdf>
13. Degteva M.O., Drozhko E., Anspaugh L.R., Napier B.A., Bouville A.C., Miller C.W., Project Report UCRL-ID-123713, the U.S. Department of Energy by the Lawrence Livermore National Laboratory, 1996, 146 p. [https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig\\_q=RN:27059430](https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:27059430)
14. Deville-Cavelin G., Alexakhin, R.M., Bogdevitch I.M., Prister B.S., Biesold H., Perepelyatnikova L.V., Sanzharova N.I., Tarasiuk S.V., “Countermeasures in agriculture: assessment of efficiency“, Proc. of the International Conference “Fifteen Years after the Chernobyl Accident. Lessons Learned”, Kiev (2001) 118-128.



15. Elliott, J.M., Hilton, J., Rigg, E., Tullett, P.A., Swift, D.J., Leonard, D.R.P. 1992. Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England). *J. Appl. Ecol.* 29: 108–119.
16. European Commission, 2011. Directorate-General for Research and Innovation, EURANOS: recovery handbooks for radiation incidents, Publications Office, EUR 24457 EN, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/55e94316-07e3-47a5-b6ff-c135c5514868>
17. Fesenko, S. Jacob, P., Ulanovsky, A. Chupov, A., Bogdevich, I., Sanzharova, N., Kashparov, V., Panov, A., Zhuchenka, Yu. 2013. Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity.* 119, 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.08.012>
18. Fesenko, 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. <http://dx.doi.org/10.1088/0952-4746/26/4/R01>
19. Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., Balonov, M.I., Bogdevitch, I.M., Howard, B.J., Kashparov, V.A., Sanzharova, N.I., Panov, A.V., Voigt, G., Zhuchenka, Y.M. 2007. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. *Science of The Total Environment.* 383(1), 1-24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.011>
20. Fesenko, S.V., Sanzharova, N.I., Isamov, N.N., Shubina, O. A., 2021. The Chernobyl Nuclear Power Plant Accident: Countermeasures and Remedial Actions in Agriculture. *Biol Bull Russ Acad Sci.* 48, 2127–2140. <https://doi.org/10.1134/S1062359021120049>

21. Flik, G., Verbost, P. M., Wendelaar Bonga, S. E., 1995. Calcium Transport Processes in Fishes, Editor(s): Chris M. Wood, Trevor J. Shuttleworth, Fish Physiology, Academic Press. 14, 317-342.
22. Forseth, T., Ugedal, O., Næsje, T. F., Jonsson, B., 1998. Radiocaesium elimination in fish: variation among and within species. J. Appl. Ecol. 35, 847-856 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00003.x>
23. Garnier-Laplace, J., Vray, E., Baudin, J. P., 1997. A dynamic model for radionuclide transfer from water to freshwater fish. Water, Air, and Soil Pollution. Kluwer Academic Publishers. 98, 141-166.
24. Giese, W.W. 1988. Ammonium-ferric-cyano-ferrate(II) (AFCF) as an effective antidote against radiocaesium burdens in domestic animals and animal derived foods. Br. Vet. Journal, 144, 363.
25. Giese, W.W. 1989. Countermeasures for reducing the transfer of radiocaesium to animal derived foods. Science of the Total Environment, 85, 317-327.
26. Gudkov, D. I., Kaglyan, A. Ye., Nazarov, A. B., Klenus, V. G., 2008. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Hydrobiological Journal. 44(5), 87-104. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v44.i5.100>
27. Hakanson L, Andersson T. 1992. Remedial measures against radioactive caesium in Swedish lake fish after Chernobyl. Aquat Sci. 54, 141 –164
28. Hakanson, L. 2003. Liming as a method to remedy lakes contaminated by radiostrontium. Journal of Environmental Radioactivity. 65, 47–75.
29. Haque, M.E., Gomi, T., Sakai, M., Negishi J. N., 2017. Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams. Journal of Environmental Radioactivity. 172, 191-200. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.02.020>

30. IAEA, 1994, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides. Vienna. IAEA-TRS-363. <https://www.iaea.org/publications/5697/guidelines-for-agricultural-countermeasures-following-an-accidental-release-of-radionuclides>
31. 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. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te\\_926\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_926_web.pdf)
32. IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Ed. Anspaugh, L. and Balonov, M., Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf)
33. IAEA, 2009. Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. Vienna. IAEA-TECDOC-1616. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te\\_1616\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1616_web.pdf)
34. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna. IAEA-TRS-472. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs472\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs472_web.pdf)
35. IAEA, 2012. Guidelines for remediation strategies to reduce the radiological consequences of environmental contamination. Vienna. IAEA-TRS-475. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs475\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs475_web.pdf)
36. IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi accident. Radiological Consequences. 4/5. Vienna. IAEA- STI/PUB/1710. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/STI/PUB/1710\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/STI/PUB/1710_web.pdf)

[pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1710-ReportByTheDG-Web.pdf](http://pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1710-ReportByTheDG-Web.pdf)

37. IAEA-TECDOC-1886. Environmental Impact Assessment of the Drawdown of the Chernobyl NPP Cooling Pond as a Basis for Its Decommissioning and Remediation. IAEA-TECDOC-1886. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2019, 186p. <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1886web.pdf>
38. IAEA-TRS-472, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 194p [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf)
39. Ichii, T. and Mugiya, Y., 1983. Effects of a dietary deficiency in calcium on growth and calcium uptake from the aquatic environment in the goldfish, *Carassius auratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*. 74(2), 259-262 [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(83\)90597-2](https://doi.org/10.1016/0300-9629(83)90597-2)
40. ICRP, 2008. Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. *Ann. ICRP* 38 (4-6). <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%20108>
41. Jacob, P., Fesenko, S., Bogdevitch, I., Kashparov, V., Sanzharova, N., Grebenshikova, N., Isamov, N., Lazarev, N., Panov, A., Ulanovsky, A., Zhuchenk, Y., Zhurba, M. 2009. Rural areas affected by the Chernobyl accident: Radiation exposure and remediation strategies. *Science of The Total Environment*. 408(1), 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.006>
42. Jacob, P., Fesenko, S., Bogdevitch, I., Kashparov, V., Sanzharova, N., Grebenshikova, N., Isamov, N., Lazarev, N., Panov, A., Ulanovsky, A., Zhuchenk, Y., Zhurba, M. 2009. Rural areas affected by the Chornobyl

- accident: Radiation exposure and remediation strategies. *Science of The Total Environment*. 408(1), 14-25.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.006>
43. Jeffree, R. A., Markich, S. J., Oberhaensli, F., Teyssie J.-L., 2017. Radionuclide biokinetics in the Russian sturgeon and phylogenetic consistencies with cartilaginous and bony marine fishes. *J. Environ. Radioact.* 177, 266-279. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.06.007>
44. Jonsson, B., Forseth, T., Ugedal, O. 1999. Chernobyl radioactivity persists in fish *Nature*; 400:417 <https://doi.org/10.1038/22675>
45. Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M., Protsak V., Khomutinin Yu., Beresford N.A., Chaplow J.S. 2018. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)*. 10, 339-353. <https://doi.org/10.5194/essd-10-339-2018>
46. Kashparov V., Pavlenko, P., Kashparova, O., Levchuk, S., Yoschenko, V., Teien, H.-C., Wada, T., Hrechaniuk, M., Khomutinin, Yu., Salbu, B. Uptake from water and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) *Journal of Environmental Radioactivity*. 2024. Vol. 276, 107443
47. Kashparov V., Salbu B., Levchuk S., Protsak V., Maloshtan I., Simonucci C., Courbet C., Nguyen H., Sanzharova N., Zabrotsky V. 2019. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity*. 208-209, 106025  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106025>
48. Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V., Kaminsky S.P., Levchuk S.E., Protsak V.P., Kadygrib A.M., Zvarich S.I., Yoschenko V.I., Tschiersch J. 2001. Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the

- Chernobyl accident. *Journal of Environment Radioactivity*. 56(3), 285-298.  
[https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00207-1)
49. Kashparov, V., Levchuk, S., Zhurba, M., Protsak, V., Beresford, N.A., Chaplow, J.S., 2020. Spatial radionuclide deposition data from the 60 km radial area around the Chornobyl Nuclear Power Plant: results from a sampling survey in 1987. *Earth System Science Data (ESSD)*, 12, 1861–1875 <https://doi.org/10.5194/essd-12-1861-2020>
50. Kashparova, E., Teien, H.-C., Levchuk, S., Protsak, V., Karepanova, D., Salbu, B., Ibatullin, I., Kashparov, V., 2020. Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  uptake from water to prussian carp (*Carassius gibelio*) at different water temperatures. *Nuclear physics and atomic energy*. 21(1), 64-74 (Russ., with English abstract). <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.01.064>
51. Kashparova, O., Khomutinin, Yu., Teien, H.-C., Gudkov, I. 2020. Excretion of  $^{137}\text{Cs}$  from silver prussian carp (*Carassius Gibelio*) at 5 °C water temperature. *Scientific reports of NUBiP of Ukraine*. 4(86), 1-10, <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.04.008>
52. Kashparova, O., Levchuk, S., Khomutinin, Yu., Pavlenko, P., Hrechaniuk, M., Kashparov V., 2022. The uptake and excretion rate of  $^{137}\text{Cs}$  from the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different feeding routine. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 23(1), 57 – 63 <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.01.057>
53. Kashparova, O., Teien, H.-C., Pavlenko, P., Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K. A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 258 (2023), 107091, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>

54. Kevern, N. R., 1966. Feeding Rate of Carp Estimated by a Radioisotopic Method. Transactions of the American Fisheries Society. 95(4), 363-371 [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1966\)95\[363:FROCEB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1966)95[363:FROCEB]2.0.CO;2)
55. Konopelsky, R. and Sondak, V. 2023. Tench (*Tinca Tinca* Linnaeus, 1758) as an object of nontraditional aquaculture (a review). Fisheries Science of Ukraine. 1(68), 68-93 <https://doi.org/10.15407/fsu2023.01.068>
56. Konovalenko, L., Bradshaw, C., Andersson, E., Lindqvist, D., Kautsky, U., 2016. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. Journal of Environmental Radioactivity. 160, 64-79 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.04.022>
57. Kryshev, A.I. 2002. Modelling the accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by age-structured fish population. Radioprotection – Colloques, 37 (C1, 2), 627 – 632.
58. Kryshev, A.I., 2003. Model reconstruction of  $^{90}\text{Sr}$  concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. J. Environ. Radioact. 64, 67–84. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(02\)00059-0](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(02)00059-0)
59. Labunska, I., Kashparov, V., Levchuk, S., Santillo, D., Johnston, P., Polishchuk, S., Lazarev, N., Khomutinin, Y. 2018. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. Environment International. 117, 250–259 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.053>
60. Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holiaka D., Yoschenko, L., Santillo, D., Johnston, P. 2021. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chornobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. Environment International. 146, 106282 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106282>

61. Lin, C.-H. and Hwang, P.-P., 2016. The Control of Calcium Metabolism in Zebrafish (*Danio rerio*). *International Journal of Molecular Sciences*. 17(11), 1783 <https://doi.org/10.3390/ijms17111783>
62. Lipsztein J.L., Bertelli L., Oliveria C.A.N., Dantas B.M. Studies of Cs retention in the human body related to body parameters and Prussian Blue administration, *Health Physics* 60 (1991)57-61.
63. Maloshtan, I., Polishchuk, S., Kashparov, V., Yoschenko, V. 2017. Assessment of radiological efficiency of countermeasures on peat-bog soils of Ukrainian Polissya. *Journal of Environmental Radioactivity*. 175–176, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.03.026>
64. Man, C.K. & Kwok, Y.H., 2000. Uptake of  $^{137}\text{Cs}$  by fresh water fish. *Applied Radiation and Isotopes*. 52, 237-241. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(99\)00122-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(99)00122-0)
65. Matsuda, K., Yamamoto S., Miyamoto K. 2020. Comparison of  $^{137}\text{Cs}$  uptake, depuration and continuous uptake, originating from feed, in five salmonid fish species. *J. Environ. Radioact.* 222, 106350 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106350>
66. Metian, M., Pouil, S., Fowler, S. W., 2019. Radiocesium accumulation in aquatic organisms: A global synthesis from an experimentalist's perspective. *Journal of Environmental Radioactivity*. 198, 147-158. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.11.013>
67. Niizeki, K., Wada, T., Nanba, K., Sasaki, K., Teramoto, W., Izumi, S., Nomura, H., Inatomi N., 2020. Estimating biological half-lives of  $^{137}\text{Cs}$  in a cyprinid fish *Tribolodon hakonensis* by a one-compartment model considering growth dilution effect. *Fisheries Sci.* <https://doi.org/10.1007/s12562-020-01452-y> .
68. Nisbet, A. and Watson, S., 2015. UK Recovery Handbooks for Radiation Incidents 2015. Food Production Systems Handbook. Version 4.1. Centre



for Radiation, Chemical and Environmental Hazards Public Health England.

[https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/775710/food\\_production\\_systems\\_handbook\\_2015.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/775710/food_production_systems_handbook_2015.pdf)

69. Nuclear Safety, Security and Safeguards in Ukraine. IAEA. International Atomic Energy Agency. Atoms for Peace and Development. URL: <https://www.iaea.org/nuclear-safety-security-and-safeguards-in-ukraine> (date of access: 12.03.2024).
70. Ophel, I. L., Judd, J. M., 1962. Absorption of Radiostrontium by the Gills of Freshwater Fish. *Nature*. 94, 1187–1188 <https://www.nature.com/articles/1941187a0>
71. Ophel, I.L., Judd, J.M. 1967. Experimental studies of radiostrontium accumulation in freshwater fish from food and water. In: Aberg, B., Hungate, F. (Eds.), *Radioecological concentration processes*. Pergamon Press, Oxford, 859–865.
72. Outola, I. and Rask, M., 2011. Effect of liming on the behaviour of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 102, 780-787. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.04.011>
73. 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 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282>
74. Pavlenko, P., Levchuk, S., Yoschenko, V., Hrechaniuk, M., Wada, T., Kashparov, V., 2024. Testing countermeasures to reduce  $^{90}\text{Sr}$  content in fish products. *J. Environ. Radioact.* 271, 107316. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107316>

75. Pearce, J., 1994. Studies of any toxicological effects of prussian-blue compounds in mammals — a review, *Food Chem. Toxicology*. 32, 577–582.
76. Pinder, J.E., Hinton, T.G., Whicker, F.W., Smith, J.T., 2009. Caesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *J. Environ. Radioact.* 100, 456–467. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.004>
77. Pinder, J.E., Rowan, D.J., Rasmussen, J.B., Smith, J.T., Hinton, T.G., Whicker, F.W., 2014. Development and evaluation of a regression-based model to predict cesium concentration ratios for freshwater fish. *Journal of environmental radioactivity*. 134, 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.03.003>
78. Post-disaster Needs Assessment: 2023 Kakhovka Dam Disaster, Ukraine, United Nations, 2023 <https://doi.org/10.18356/9789210029308c002>
79. Rantavaara A.H., “Transfer of radionuclides during processing and preparation of foods: Finnish studies since 1986”, *Radioactivity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1989)*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1989) 69–94.
80. Roberts L. Radiation accident grips Goiania, *Science* 238 (1987) 1028-1031.
81. Rosseland, B., Massabuau, J., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner R., Raddum G., et al., 2001. Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish. The EMERGE Project (European Mountain Lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and socio-economic valuation).
82. Rosseland, B.O., Hindar, A. 1988. Liming of lakes, rivers and catchments in Norway. *Water Air Soil Pollut* 41, 165–188. <https://doi.org/10.1007/BF00160350>

83. Rowan, D.J., Rasmussen, J.B., Bioaccumulation of radiocaesium by fish: The influence of physicochemical factors and trophic structure, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 (1994) 2399–2410.
84. Ryabov I.N., Analysis of countermeasures to prevent intake of radionuclides via consumption of fish from the region affected by the Chernobyl accident, *Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1991)*, Rep. EUR-14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 379–390.
85. Smith, J.T., Kudelsky A.V., Ryabov I.N., Hadderingh R.H. 2000. Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: a study of the influence of potassium and “blind” testing of a previously developed model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48 (3), 359-369.
86. Smith, J.T., 2006. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment*. 368(2-3), 502–518.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.011>
87. Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J., Camplin, W.C. 2000. Chernobyl’s legacy in food and water. *Nature*; 405:141.
88. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Hadderingh, R.H., Voitsekhovitch, O.V. 2002. Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the ‘size effect’. *J. Environ Radioact.* 62:145 –164.
89. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Hadderingh, R. H., Bulgakov, A. A., 2003. Application of potassium chloride to a Chernobyl – contaminated lake: modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and

- decontamination of fish. *Science of the Total Environment*. 305(1-3), 217–227 [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00477-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00477-1)
90. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Hadderingh, R.H., 2000. Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: a study of the influence of potassium, and “blind” testing of a previously developed model. *Journal of Environmental Radioactivity*. 48(3), 359–369 [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00089-2](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00089-2)
91. Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Hadderingh, R.H., van der Perk, M., Voitsekhovitch, O.V. 2001. Chernobyl radionuclides ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) in surface waters of Belarus, Russia and Ukraine: an overview and model-based analysis. *Verh Int Verein Limnol*; 27: 3541–3545.
92. Smith, J.T., Sasina, N. V., Kryshev, A.I., Belova, N. V., Kudelsky, A. V., 2009. A review and test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish. *J. Environ. Radioact.* 100, 950–954. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.07.005>
93. Steinhauser G., Brandl A., Johnson Th. E. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts *Science of The Total Environment* Vol. 470–471, February 2014, P 800–817 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.029>
94. Stone D., Smith J.T., Jackson D., Ibbotson A.T. Scoping Study on the Relative Importance of Freshwater Dose Pathways Following a Major Nuclear Accident, Westlakes Research Institute, Whitehaven, UK (1997).
95. Sundbom M., Meili M., Andersson E., Östlund M., Broberg A., 2003. Long-term dynamics of Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of Applied Ecology*, 40, 228–240 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00795.x>

96. Sundbom, M., Meili, M., Andersson, E., Östlund, M., Broberg, A., 2003. Long-term dynamics of Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *J. Appl. Ecol.* 40, 228–240.
97. Tang M.H., Gong Y.F., Shen C.Y., Ye C.Q., Wu D.C., Measurement of internal contamination with radioactive caesium released from the Chernobyl accident and enhanced elimination by Prussian Blue, *Journal of Radiological Protection* 8 (1988) 25-28.
98. Teien, H.-C., Kashparova, O., Salbu, B., Levchuk, S., Protsak, V., Eide D. M., Jensen, K. A., Kashparov V., 2021. Seasonal changes in uptake and depuration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). *Science of the Total Environment*. 786, 147280, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147280>
99. Tjahaja, P. I., Sukmabuana, P., Salami, I. R. S., Muntalif B. S. 2012. Laboratory experiment on the determination of radiostrontium transfer parameter in water fish compartment system. *Journal of Environmental Radioactivity*. 109, 60-63 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.01.003>
100. Travnikova, I.G., Bazjukin, A.N., Bruk, G.Ja., Shutov, V.N., Balonov, M.I., Skuterud, L., Mehli, H., Strand, P. 2004. Lake fish as the main contributor of internal dose to lakeshore residents in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity*. 77(1), 63–75 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.003>
101. Twining, J. R., Ferris, J. M., Markich, S. J. 1996. Bioaccumulation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  by an Australian sub-tropical freshwater teleost (*Bidyanus bidyanus*). *Science of The Total Environment*. 192(3), 245-257 [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(96\)05314-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(96)05314-4)

102. Ugedal, O., Jonsson, B., Njastad, O., Naeumann, R., 1992. Effects of temperature and body size on radiocaesium excretion in brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biol.* 28(2), 165-171.
103. UIAR. Ukrainian. Recommendations. Guide on agriculture management on contaminated territories Ukrainian. Kiev: Ukraine; 1998. UIAR, 1998
104. Ulanovsky, A., Jacob, P., Fesenko, S., Bogdevitch, I., Kashparov, V., Sanzharova, N. 2011. ReSCA: decision support tool for remediation planning after the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*, Springer. 50, 67–83 <https://doi.org/10.1007/s00411-010-0344-7>
105. UNSCEAR 2020/2021 Report. Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2020/2021. Report to the General Assembly with Scientific Annexes VOLUME II. Scientific Annex B. UNITED NATIONS. New York, 2022. [https://www.unscear.org/docs/publications/2020/UNSCEAR\\_2020\\_21\\_Report\\_Vol.II.pdf](https://www.unscear.org/docs/publications/2020/UNSCEAR_2020_21_Report_Vol.II.pdf)
106. Vanderploeg, H.A., et al., 1975. Bioaccumulation Factors for Radionuclides in Freshwater Biota, ORNL-5002, Publication No. 793, Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory.
107. Voitsekhovitch O.V., Management of Surface Water Quality in the Areas Affected by the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).
108. Voitsekhovitch O.V., Sansone U., Zhelesnyak M., Bugai D., “Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways”, *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996)*, Rep. EUR 16544 EN, Office for

- Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996)  
401–410.
109. Wada T., Konoplev A., Wakiyama Y., Watanabe K., Furuta Y., Morishita D., Kawata G., Nanba K., 2019. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*. 204, 132–142.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.04.006>
110. Wada, T., Fujita, T., Nemoto, Y., Shimamura, S., Mizuno, T., Sohtome, T., Kamiyama, K., Narita, K., Watanabe, M., Hatta, N., Ogata, Y., Morita, T., Igarashi, S., 2016. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity*. 164, 312-324  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.028>
111. Wada, T., Hinata, A., Furuta, Y., Sasaki, K., Konoplev, A., Nanba, K., 2023. Factors affecting <sup>137</sup>Cs radioactivity and water-to-body concentration ratios of fish in river and pond environments near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 258, 107103 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107103>
112. Watabe S., Matasuoka Y., Nakaya M., Ushio H., Nemoto Y., Sato M., Tanoi K., Nakanishi T., 2013 Removal of radiocesium accumulated in fish muscle by washing aimed for production of surimi-based products. *Radioisotopes* 62:31–38
113. Wencker D., Spiess B., Laugel P., Influence of hexacyanoferrate (II) based treatments upon the elimination of heavy metal traces in urine. II. The case of cadmium, *Food Additives and Contaminants* 7 (1990) 375-379.
114. Wendelaar Bonga, S. E., 1997. The stress response in fish. *Physiological reviews*. 77, 591–625.  
<https://doi.org/10.1152/physrev.1997.77.3.591>

115. WORLD HEALTH ORGANIZATION, "Anti-caking agents. Calcium, potassium, sodium ferrocyanide", Toxicological Evaluation of Some Food Additives Including Anti-caking Agents, Antimicrobials, Antioxidants, Emulsifiers and Thickening Agents, World Health Organisation, Geneva, W1 W14H No. 5 (1974) 15-18.
116. Yamamoto, S., Mutou, K., Nakamura, H., Miyamoto, K., Uchida, K., Takagi, K., Fujimoto, K., Kaeriyama, H., Ono, T., 2015. Assessment of Radiocesium Accumulation by Hatchery-Reared Salmonids After the Fukushima Nuclear Accident. Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Grounds. Ed. Nakata K. and Sugisaki H. Springer. Chapter 19, 231-238. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-55537-7>
117. Yankovich, T.L., Beresford, N.A., Wood, M.D. , 2010. Whole-body to tissue concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. Radiation and Environmental Biophysics. 49, 549–565 <https://doi.org/10.1007/s00411-010-0323-z>
118. Yankovich, T.L., Cornett, R.J.J. 2004. "Temporal changes in radionuclide transfer to biota in Canadian shield lakes receiving chronic inputs: Reconstruction of radionuclide exposure to non-human biota in perch lake over a 40 year period", in Proc. ECORAD Conf., Aix-en-Provence .
119. Булдаков Л.А., Борисов В.П., Василенко И.Я. Особенности элиминационного действия ферроцианидов при поступлении в организм радиоактивного цезия. Тезисы докладов Всесоюзной конференции "Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агро-промышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы, перспективы". Обнинск, 1991, т.1, с.149-150.
120. Гречанюк, М. О., Кашпарова, О. В., Павленко, П. М., Левчук, С.Є., Максін, В.І., Кашпаров, В.О., 2022а. Гранично допустимі



- концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді НУБіП України. № № 5(99) (2022)  
<http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2022.05.002>
121. Гречанюк, М. О., Кашпарова, О. В., Павленко, П. М., Левчук, С.Є., Максін, В.І., Кашпаров, В.О., 2022б. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. № 3 (97),  
<http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2022.03.003>
122. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006,  
[http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/RE12719.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html)
123. Звіт про науково-дослідну роботу за договором від 5 лютого 2019 р. №110/1-пр-2019 «Встановлення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів в водоймах на основі метаболізму цезію та стронцію у риб» (остаточний), 2021, НУБіП України, Київ.
124. Каглян А.Е. и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения. Ядерная физика та энергетика. 2012. № 13(3). С. 306–315
125. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Сизоненко В.П., Юрчук Л.П. Патент № 128443. Спосіб очищення карася сріблястого (*Carassius Gibelio* Bloch) від радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  до гігієнічних радіаційно-безпечних рівнів. опубл. 25.09.2018, Бюл. № 18.
126. Каглян А.Е. та ін. Динаміка питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у представників 11 іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. Ядерная физика и энергетика. 2021. 22(1) 62-73  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2021.01.062>
- <sup>127</sup>. Кашпарова, Е. В., Теиен, Г.-Х., Левчук, С. Е., Павленко, В. С., Салбу, Б., Кашпаров, В. А. 2019. Динамика выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма

- серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды. Ядерна фізика та енергетика. 20(4), 411-419  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.411>
128. Кашпарова, Е. В., Теиен, Г.-Х., Левчук, С. Е., Процак, В. П., Корепанова, К. Д., Салбу, Б., Ибатуллин, И. И., Кашпаров, В. А. 2020. Динамика поступления  $^{137}\text{Cs}$  из воды в организм серебряного карася (*Carassius gibelio*). Ядерна фізика та енергетика. 21(1), 64-74  
<https://doi.org/10.15407/jnpae2020.01.064>
129. Кашпарова, О. В., Павленко, П. М., Левчук, С. Є., Гудков, І. М. 2020. Виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. 6(88), 1-12, <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.003>
130. Крышев, А.И., Рябов, И.Н. 2005. Модель расчета загрязнения рыб  $^{137}\text{Cs}$  и ее применение для озера Кожановского (Брянская область). Радиационная биология. Радиоэкология. 45(3), 338-345.
131. Лебедева Г.Д. 1966. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой. Радиобиология. 6(4), 556-559.
132. Лебедева, Г.Д. 1962. Основные пути миграции стронция-89 в организм бентосоядной рыбы в условиях пресного водоема. Радиобиология. 2(1), 43-49.
133. Лебедева, Г.Д. 1964 Накопление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{32}\text{P}$  пресноводной рыбой при различном солевом составе воды. Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. Сб. статей. М.: Наука, 65-69.
134. Ненашев Н.А. и др. 2013. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  ихтиофауной различных водоемов ПГРЭС. Экосистемы и радиация: Аспекты

- существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповідника. Под общ. ред. Ю.И. Бондаря. Минск: БОРБИЦ РНИУП «Институт радиологии». 353 с.
135. Норми Радіаційної Безпеки України (НРБУ-97). Київ. 1998 <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text>
136. Павленко, П. М., Кашпарова, О. В., Левчук, С. Є., Гречанюк, М. О., Гудков, І. М., Кашпаров, В. О., 2021. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) у Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 22(3), 272-283 <https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.272>
137. Павлоцкая Ф.И. Основные принципы радиохимического анализа объектов окружающей среды и методы определения радионуклидов стронция и  $^{173}\text{Lu}$  трансурановых элементов. Журнал аналитической химии. 1997. № 52(2). С. 126–143.
138. Полякова Н.И. Особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  у рыб разных трофических уровней из водоемов, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС, автореферат дис. к. б. по спец. 03.00.10- ихтиология, М.: Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцева РАН, 2008. 25 с.
139. Система підтримки прийняття рішень при ядерних і радіаційних аваріях для сільського господарства України. УкрНДІСГР НУБіП України <http://www.uiar.org.ua/support/sstart.htm>
140. Хомутинин, Ю. В., Кашпаров, В. А., Кузьменко, А. В. 2011. Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. Радиационная биология. Радиоэкология. 51(3), 374–384.

141. Хомутинин, Ю.В., Кашпаров, В.А. 2016. Оптимизация отбора проб для оценки удельной активности и коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой. Ядерна фізика та енергетика. 17(2), 189 – 198  
<https://doi.org/10.15407/jnrae2016.02.189>

## ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
Клітка-садок № 1 - Контроль без чистого годування						
01.06.21	1544	25.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1549	15.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1881	21.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1805	18.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1808	21.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1884	18.2	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1800	20.9	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1543	19.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21	1544	28.2	<b>1.7±0.3</b>	*	<b>28±6</b>	*
	1549	18.0		*		*
	1881	26.7		*		*
	1805	19.5		*		*
	1808	20.4		*		*
	1884	18.2		*		*
	1800	25.6		*		*
	1543	23.5		*		*
01.09.21	1544	28.0	<b>2.3±0.5</b>	*	<b>38±7</b>	*
	1549	17.0		*		*
	1881	26.0		*		*
	1805	21.0		*		*

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
	1808	20.0		*		*
	1884	27.0		*		*
	1800	24.0		*		*
	1543	23.0		*		*
05.10.21	1544	26.0	<b>2.5±0.3</b>	<b>16.1±1.9</b>	<b>47±5</b>	<b>210±25</b>
	1881	22.0	<b>2.2±0.2</b>	<b>14.1±1.7</b>	<b>35±3</b>	<b>156±19</b>
	1805	11.0	<b>2.7±0.2</b>	<b>12.4±1.6</b>	<b>21±2</b>	<b>68±9</b>
	1808	18.0	<b>3.5±0.4</b>	<b>9.6±1.2</b>	<b>45±5</b>	<b>86±11</b>
	1884	23.0	<b>3.0±0.2</b>	<b>20.4±2.4</b>	<b>50±4</b>	<b>235±28</b>
	1800	21.0	<b>2.0±0.3</b>	<b>15.1±2.0</b>	<b>30±4</b>	<b>158±21</b>
	1543	20.0	<b>3.3±0.4</b>	<b>13.9±1.7</b>	<b>47±6</b>	<b>139±17</b>
Клітка-садок № 2 - Контроль без чистого годування						
01.06.21		13.8	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		14.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.9	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		16.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		17.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		17.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		18.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21		19.5	<b>2.5±0.5</b>	*	<b>37±7</b>	*
		20.4		*		*
		20.5		*		*
		20.8		*		*

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
		21.7		*		*
		22.1		*		*
01.09.21		19.0	<b>3.1±0.6</b>	*	8	*
		19.0		*		*
		19.0		*		*
		20.0		*		*
		21.0		*		*
		22.0		*		*
05.10.21		14.0	<b>2.8±0.3</b>	<b>11.8±1.5</b>	<b>28±3</b>	<b>83±11</b>
		16.0	<b>3.8±0.5</b>	<b>18.6±2.2</b>	<b>43±5</b>	<b>149±18</b>
		17.0	<b>3.9±0.5</b>	<b>18.8±2.3</b>	<b>47±6</b>	<b>160±19</b>
		18.0	<b>2.7±0.3</b>	<b>12.9±1.7</b>	<b>35±4</b>	<b>116±15</b>
		18.0	<b>2.5±0.3</b>	<b>14.5±1.7</b>	<b>32±4</b>	<b>131±16</b>
		19.0	<b>3.2±0.4</b>	<b>17.5±2.1</b>	<b>44±5</b>	<b>166±20</b>
		19.0	<b>2.6±0.3</b>	<b>14.4±1.9</b>	<b>36±4</b>	<b>137±18</b>
Клітка-садок № 0 без чистого годування						
01.06.21		146.5	<10	<10	<0.2	<0.2
05.10.21		129.0	<b>1815±182</b>	<b>1500±210</b>	<b>167±17</b>	<b>97±14</b>
Клітка-садок № 3 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм без KFCSF)						
01.06.21	1833	24.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1838	16.9	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1882	23.8	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
	1589	17.8	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1801	20.0	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1811	19.0	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1873	20.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1877	19.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21	1833	44.0	<b>1.0±0.2</b>	*	<b>29±5</b>	*
	1838	31.4		*		*
	1882	40.9		*		*
	1589	33.8		*		*
	1801	38.9		*		*
	1811	40.7		*		*
	1873	36.5		*		*
	1877	38.7		*		*
01.09	1833	54.0	<b>1.0±0.2</b>	*	<b>32±5</b>	*
	1838	38.0		*		*
	1882	49.0		*		*
	1589	40.0		*		*
	1801	49.0		*		*
	1811	56.0		*		*
	1873	43.0		*		*
	1877	45.0		*		*
05.10	1833	49.0	<b>0.79±0.10</b>	<b>24.7±3.0</b>	<b>27±4</b>	<b>605±73</b>
	1838	37.0	<b>0.83±0.11</b>	<b>25.8±3.1</b>	<b>22±3</b>	<b>477±57</b>



Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
	1882	46.0	<b>0.87±0.10</b>	<b>24.9±3.0</b>	<b>29±3</b>	<b>573±69</b>
	1589	40.0	<b>1.1±0.1</b>	<b>26.5±3.2</b>	<b>32±4</b>	<b>530±64</b>
	1801	49.0	<b>1.1±0.1</b>	<b>26.9±3.2</b>	<b>39±4</b>	<b>659±79</b>
	1811	52.0	<b>0.95±0.10</b>	<b>29.1±3.5</b>	<b>35±4</b>	<b>757±91</b>
	1873	41.0	<b>0.74±0.09</b>	<b>24.2±2.9</b>	<b>22±3</b>	<b>497±60</b>
	1877	45.0	<b>0.84±0.10</b>	<b>32.1±3.9</b>	<b>27±3</b>	<b>722±87</b>
Клітка-садок № 4 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм без KFCF)						
01.06.21		13.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		14.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		16.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		16.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		17.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21		26.8	<b>1.1±0.3</b>	*	<b>27±7</b>	*
		29.5		*		*
		32.1		*		*
		34.8		*		*
		35.8		*		*
		37.8		*		*
		39.1		*		*
01.09.21		38.0	<b>1.1±0.3</b>	*	<b>35±9</b>	*

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
		39.0		*		*
		41.0		*		*
		43.0		*		*
		44.0		*		*
		48.0		*		*
		53.0		*		*
05.10		36.0	<b>0.81±0.10</b>	<b>28.8±3.5</b>	<b>21±3</b>	<b>518±62</b>
		37.0	<b>1.2±0.2</b>	<b>22.6±2.7</b>	<b>32±4</b>	<b>418±50</b>
		38.0	<b>0.89±0.12</b>	<b>28.4±3.4</b>	<b>24±3</b>	<b>540±65</b>
		39.0	<b>1.28±0.15</b>	<b>34.9±4.2</b>	<b>36±4</b>	<b>680±82</b>
		40.0	<b>1.0±0.1</b>	<b>23.9±2.9</b>	<b>29±3</b>	<b>478±57</b>
		50.0	<b>1.0±0.1</b>	<b>30.2±3.6</b>	<b>36±4</b>	<b>755±91</b>
		51.0	<b>1.6±0.1</b>	<b>32.4±3.9</b>	<b>60±5</b>	<b>825±99</b>
Клітка-садок № 5 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм + 0.1 % KF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub> )						
01.06.21	1885	24.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1897	14.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1834	21.8	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1516	17.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1836	20.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1862	18.9	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1850	20.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1855	19.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
13.07.21	1885	48.9	<b>0.53±0.17</b>	*	<b>15±5</b>	*
	1897	27.7		*		*
	1834	44.5		*		*
	1516	40.9		*		*
	1836	43.9		*		*
	1862	39.5		*		*
	1850	38.1		*		*
	1855	34.5		*		*
01.09.21	1885	55.0	<b>0.46±0.15</b>	*	<b>16±5</b>	*
	1897	35.0		*		*
	1834	57.0		*		*
	1516	51.0		*		*
	1836	55.0		*		*
	1862	48.0		*		*
	1850	44.0		*		*
	1855	44.0		*		*
05.10.21	1885	57.0	<b>0.38±0.04</b>	<b>26.0±3.1</b>	<b>15.5±1.7</b>	<b>741±89</b>
	1897	33.0	<b>0.28±0.03</b>	<b>19.5±2.3</b>	<b>6.7±0.6</b>	<b>322±39</b>
	1834	57.0	<b>0.60±0.07</b>	<b>30.5±3.7</b>	<b>24.4±2.7</b>	<b>868±104</b>
	1516	49.0	<b>0.52±0.05</b>	<b>29.6±3.6</b>	<b>18.2±1.8</b>	<b>725±87</b>
	1836	52.0	<b>0.46±0.06</b>	<b>24.4±2.9</b>	<b>17.2±2.1</b>	<b>633±76</b>
	1862	47.0	<b>0.55±0.06</b>	<b>28.3±3.4</b>	<b>18.5±1.8</b>	<b>665±80</b>
	1850	43.0	<b>0.18±0.03</b>	<b>18.3±2.4</b>	<b>5.5±0.8</b>	<b>393±51</b>

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
	1855	42.0	<b>0.43±0.04</b>	<b>22.7±2.7</b>	<b>12.8±1.3</b>	<b>478±57</b>
Клітка-садок № 6 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм + 0.1 % KFCSF)						
01.06.21		13.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		14.8	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.3	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		16.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		20.0	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21		31.5	<b>0.52±0.19</b>	*	<b>13±5</b>	*
		32.1		*		*
		33.7		*		*
		34.0		*		*
		34.1		*		*
		35.8		*		*
		37.6		*		*
01.09.21		39.0	<b>0.41±0.15</b>	*	<b>12±5</b>	*
		40.0		*		*
		41.0		*		*
		41.0		*		*
		46.0		*		*
		46.0		*		*
		46.0		*		*

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
		48.0		*		*
05.10.21		38.0	<b>0.67±0.06</b>	<b>29.3±3.5</b>	<b>18.1±1.6</b>	<b>557±67</b>
		38.0	<b>0.33±0.02</b>	<b>23.2±2.8</b>	<b>9.0±0.5</b>	<b>440±53</b>
		39.0	<b>0.39±0.04</b>	<b>23.5±2.8</b>	<b>10.9±1.1</b>	<b>458±55</b>
		39.0	<b>0.19±0.02</b>	<b>22.2±2.7</b>	<b>5.3±0.5</b>	<b>433±52</b>
		43.0	<b>0.45±0.05</b>	<b>33.4±4.00</b>	<b>13.9±1.5</b>	<b>718±86</b>
		46.0	<b>0.32±0.04</b>	<b>31.8±3.8</b>	<b>10.5±1.3</b>	<b>732±88</b>
		48.0	<b>0.48±0.06</b>	<b>35.3±4.2</b>	<b>16.5±2.0</b>	<b>847±102</b>
Клітка-садок № 7 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм + 1 % KFСF)						
01.06.21	1806	24.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1860	15.0	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1863	21.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1875	17.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1865	20.7	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1837	19.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1810	20.1	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
	1888	19.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21	1806	49.2	<b>0.43±0.08</b>	*	<b>13±2</b>	*
	1860	35.8		*		*
	1863	42.7		*		*
	1875	40.0		*		*
	1865	42.1		*		*

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
	1837	40.3		*		*
	1810	46.0		*		*
	1888	41.7		*		*
01.09.21	1806	63.0	<b>0.27±0.05</b>	*	<b>10±2</b>	*
	1860	51.0		*		*
	1863	55.0		*		*
	1875	52.0		*		*
	1865	55.0		*		*
	1837	46.0		*		*
	1810	58.0		*		*
	1888	56.0		*		*
05.10.21	1806	61.0	<b>0.31±0.03</b>	<b>32.0±3.80</b>	<b>13.4±1.3</b>	<b>976±117</b>
	1860	48.0	<b>0.30±0.04</b>	<b>33.9±4.1</b>	<b>10.4±1.3</b>	<b>815±98</b>
	1863	54.0	<b>0.21±0.03</b>	<b>25.9±3.11</b>	<b>8.3±1.0</b>	<b>700±84</b>
	1875	48.0	<b>0.22±0.03</b>	<b>30.4±3.6</b>	<b>7.5±1.0</b>	<b>729±87</b>
	1865	53.0	<b>0.22±0.03</b>	<b>26.9±3.2</b>	<b>8.2±1.2</b>	<b>714±86</b>
	1837	43.0	<b>0.22±0.03</b>	<b>26.9±3.2</b>	<b>6.7±0.9</b>	<b>579±70</b>
	1810	58.0	<b>0.30±0.04</b>	<b>32.3±3.9</b>	<b>12.4±1.5</b>	<b>938±113</b>
	1888	55.0	<b>0.21±0.03</b>	<b>28.4±3.4</b>	<b>8.2±1.1</b>	<b>781±94</b>
Клітка-садок № 8 з чистим годуванням (використовувався тонучий корм + 1 % KFСF)						
01.06.21		14.4	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		15.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
		16.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		16.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		17.0	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		17.6	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
		19.5	<0.010	<0.010	<0.2	<0.2
13.07.21		25.9	<b>0.366±0.1</b> 2	*	<b>9±3</b>	*
		31.3		*		*
		33.8		*		*
		34.4		*		*
		36.7		*		*
		37.9		*		*
		38.1		*		*
01.09.21		33.0	<b>0.23±0.08</b>	*	<b>7±2</b>	*
		40.0		*		*
		41.0		*		*
		43.0		*		*
		47.0		*		*
		49.0		*		*
		59.0		*		*
05.10.21		37.0	<b>0.17±0.01</b>	16.0±2.1	<b>4.5±0.3</b>	<b>295±38</b>
		39.0	<b>0.34±0.03</b>	25.5±3.1	<b>9.6±0.8</b>	<b>497±60</b>
		39.0	<b>0.21±0.01</b>	25.5±3.1	<b>6.0±0.4</b>	<b>498±60</b>
		40.0	<b>0.16±0.01</b>	27.2±3.3	<b>4.5±0.3</b>	<b>545±65</b>

Дата	№ риб	Вага, г	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>		Активність, Бк	
			М'язи	Кістки	Все тіло	
			<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
		46.0	<b>0.20±0.01</b>	30.0±3.6	<b>6.5±0.5</b>	<b>691±83</b>
		48.0	<b>0.34±0.04</b>	26.0±3.1	<b>11.6±1.5</b>	<b>624±75</b>
		60.0	<b>0.22±0.03</b>	34.5±4.1	<b>9.3±1.2</b>	<b>1036±124</b>

\* - вимірювання не проводились



Міністерство освіти і науки України

Національний університет біоресурсів і природокористування  
України  
(НУБіП України)

03041, м. Київ-41, вул. Героїв оборони, 15;  
тел. (044) 527-81-54

**Методичні рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою  
забезпечення неперевикнення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$   
та  $^{90}\text{Sr}$  в рибі (ДР-2006)**

УДК 614.876; 613.648; 612.014.481/ .482, 29.31.23, 61.31.53

**Методичні рекомендації** розроблені на основі результатів науково-дослідної роботи №110/1-пр-2022 «НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА РОЗРОБКА НОВИХ ЗАХОДІВ ПО ЗМЕНШЕННЮ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РИБИ  $^{90}\text{Sr}$  ТА  $^{137}\text{Cs}$ » і схвалені науковою радою УкрНДІСГР, протокол № 7 від 15.12.2021 р..

Методичні рекомендації визначають загальні вимоги щодо застосування конгрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в рибі (ДР-2006).

*Автор розробки:*

Директор УкрНДІСГР,  
д-р біол. наук, професор

Валерій КАШПАРОВ

Молодший науковий  
співробітник УкрНДІСГР

Поліна ПАВЛЕНКО

Для отримання методичних рекомендацій та за додатковою інформацією звертатись в УкрНДІСГР НУБіП України, тел. (044) 526-12-46.

### Анотація

Отримані в природних умовах і акваріумних експериментах значення радіологічної ефективності застосування додаткового «чистого» корму з різним вмістом  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  (KFСF), переміщення риби в «чисту» воду, кулінарної обробки дозволили використовувати їх для рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в рибі (ДР-2006).

*$^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , допустимі рівні, коефіцієнти накопичення, радіоекологія, радіоактивне забруднення, Чорнобильська аварія*

## ЗМІСТ

Перелік скорочень, умовних познач, символів, одиниць і термінів.....	5
1 Допустимі рівні вмісту радіонуклідів $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у продуктах харчування та питній воді [1].....	6
1.1 Загальні положення .....	6
1.2 Вимоги до оцінки вмісту $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у харчових продуктах .....	6
1.3 Допустимі рівні вмісту $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у харчових продуктах .....	7
2 Рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ в рибі (ДР-2006).....	7
2.1 Застосування додаткового "чистого" корму з різним вмістом КФСФ з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом $^{137}\text{Cs}$ в рибі (ДР-2006).....	7
2.2 Застосування відділення м'язової від кістяної тканини риб для отримання філе з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом $^{90}\text{Sr}$ у рибній продукції (ДР-2006).....	12
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ	14

## ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАК, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ І ТЕРМІНІВ

$^{137}\text{Cs}$  – радіоактивний ізотоп цезій-137;

$^{90}\text{Sr}$  – радіоактивний ізотоп стронцій-90;

**Бк** – одиниця активності радіонукліду, 1 Бк = 1 розпад  $\text{с}^{-1}$ ;

Питома активність – активність радіонукліду в одиниці маси проби, Бк/кг;

**Бк  $\text{кг}^{-1}$** , л – Бекерель на кілограм, літр;

$C_w$  – питома активність радіонукліду в воді, Бк  $\text{кг}^{-1}$ ;

$C_f(t)$ ,  $C_j(t)$  – питома активність радіонукліду в м'язовій, кістковій тканині риби в момент часу  $t$  (доба), Бк  $\text{кг}^{-1}$ ;

$C_{\text{ДР}_i}^{\text{Cs}}$  і  $C_{\text{ДР}_i}^{\text{Sr}}$  – допустимі рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в  $i$ -м харчовому продукті (Бк  $\text{кг}^{-1}$ );

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

**КФСФ** – залізо-гексаціаноферат калію  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ;

$[\text{K}^+]$  – концентрація іонів калію у воді,  $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$

$[\text{Ca}^{++}]$  – концентрація іонів кальцію у воді,  $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$

# 1. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у продуктах харчування та питній воді [1]

## 1.1. Загальні положення

1.1.1. Державні гігієнічні нормативи "Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді" (далі – ДР-2006) встановлені, виходячи з того, що вміст  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді повинен забезпечити неперевищення прийнятої границі річної ефективної дози внутрішнього опромінення населення 1 мЗв.

1.1.2. ДР-2006 встановлюють гігієнічні нормативи вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування, а також вимоги з дотримання вказаних допустимих рівнів під час виготовлення харчових продуктів.

1.1.3. ДР-2006 обов'язкові для фізичних та юридичних осіб, діяльність яких пов'язана з виготовленням харчових продуктів.

1.1.4. Вимоги ДР-2006 повинні виконуватися під час розробки нормативних та технічних документів, що регламентують виготовлення продуктів харчування.

## 1.2 Вимоги до оцінки вмісту $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у харчових продуктах

1.2.1. Для визначення відповідності харчових продуктів критеріям радіаційної безпеки використовується показник відповідності, значення якого розраховується за результатами питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в харчових продуктах [1]:

$$C_i^{Cs} / C_{ДР_i}^{Cs} + C_i^{Sr} / C_{ДР_i}^{Sr} + k \cdot \sqrt{\left(\Delta C_i^{Cs} / C_{ДР_i}^{Cs}\right)^2 + \left(\Delta C_i^{Sr} / C_{ДР_i}^{Sr}\right)^2} \leq 1, \quad (1)$$

де  $C_i^{Cs}$  ( $\Delta C_i^{Cs}$ ),  $C_i^{Sr}$  ( $\Delta C_i^{Sr}$ ) – питома активність (невизначеність визначення)  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в і-м харчовому продукті (Бк кг<sup>-1</sup>);

$C_{ДР_i}^{Cs}$  і  $C_{ДР_i}^{Sr}$  – допустимі рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в і-м харчовому продукті (Бк кг<sup>-1</sup>);

$k=0.66$  для довірчої ймовірності 0,95 та невідомого закону розподілу питомих активностей  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

### 1.3. Допустимі рівні вмісту $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ у харчових продуктах

1.3.1. Значення допустимих рівнів питомих активностей радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування [1]:

№ з/п	Найменування продукту	ДР <sub>Cs</sub> , Бк/кг	ДР <sub>Sr</sub> , Бк/кг
4	<b>Риба, нерибні об'єкти промислу та продукти їх переробки</b>		
	4.1. Риба свіжа та морожена, різних способів обробки; риб'ячий жир, ікра (у т.ч. штучна), молочко та інші рибні продукти; продукти переробки, у т.ч. рибні напівфабрикати, готові продукти з риби (масло рибне, масло ікорне, рибні пасти та інші), рибні пресерви та консерви	150	35
	4.2. Нерибні об'єкти промислу (ракоподібні, молюски та інші водяні безхребетні, м'ясо земноводних, плазунів та морських ссавців) свіжі та морожені, різних способів обробки; продукти їх переробки, у т.ч. напівфабрикати, готові продукти, консерви; жир морських ссавців	150	35
	4.3. Сушені або в'ялені риба та нерибні об'єкти промислу (ракоподібні, молюски та інші водяні безхребетні, м'ясо земноводних, плазунів та морських ссавців)	300	70
	4.4. Водорості, морські трави та продукти їх переробки	200	70
4.5. Водорості та морські трави сушені	600	200	

## 2. Рекомендації щодо застосування контрзаходів з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ в рибі (ДР-2006).

Рекомендації гарантують із ймовірністю 95% не перевищення встановлених гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у свіжій рибі (ДР-2006) при використанні запропонованих контрзаходів, а саме:

- застосування додаткового "чистого" корму з різним вмістом KFCF (залізо-гексаціаноферат калію  $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ) для зменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в рибній продукції;
- відділення м'язової від кісткової тканини риб для отримання філе з мінімальним вмістом  $^{90}\text{Sr}$

**2.1. Застосування додаткового "чистого" корму з різним вмістом KFCF з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  в рибі (ДР-2006).**

2.1.1. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі прямо пропорційно залежить від питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у воді ( $C_w^{Cs}$ , Бк·л<sup>-1</sup>) та обернено пропорційний від вмісту у воді іонів калію [ $\text{K}^+$ , мг·л<sup>-1</sup>] [2].

2.1.2. Застосування корму для коропових риб у садках із вмістом 0%, 0.1% та 1% KFCSF на радіоактивно забрудненій території дозволяє у  $3 \pm 1$ ,  $12 \pm 5$  та  $20 \pm 7$  рази зменшити питому активність  $^{137}\text{Cs}$  в аборигенній рибі без додаткового годування та у  $2.4 \pm 0.4$  та  $4.2 \pm 0.7$  в рибі, яка споживає додатково чистий корм без KFCSF [3, 4].

2.1.3. Неперевищення встановлених гігієнічних нормативів за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  ( $C^{Cs}=150$  Бк кг<sup>-1</sup>) у риби (ДР-2006) [1] спостерігатиметься при дотриманні нерівності (Б.1):

$$\frac{5000 \cdot C_w^{Cs}}{(150 \cdot RF_f^{Cs})} / K^+ \leq 1 \quad (1)$$

де  $RF_f^{Cs}$  кратність зниження (**R**eduction **F**actor) питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі дорівнює 1 для аборигенних риб без споживання додаткового «чистого» корму,  $3 \pm 1$  при використанні додаткового «чистого» корму без KFCSF,  $12 \pm 5$  при використанні додаткового «чистого» корму з добавкою 0.1% KFCSF та  $20 \pm 7$  з використанням додаткового «чистого» корму з добавкою 1% KFCSF. 5000 – коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у рибі при вмісті  $\text{K}^+$  у воді 1 мг·л<sup>-1</sup> [2].

2.1.4. Зменшити до допустимого рівня ДР-2006 (150 Бк·кг<sup>-1</sup>) за 60-80 днів питому активність  $^{137}\text{Cs}$  в аборигенній рибі при застосуванні додаткового «чистого» корму без, з добавкою 0.1% і 1% KFCSF з ймовірністю 95% можливе, якщо забруднення аборигенної риби до застосування додаткового годування не перевищувало 300 Бк·кг<sup>-1</sup>, 1000 Бк·кг<sup>-1</sup> та 2000 Бк·кг<sup>-1</sup>, відповідно.

2.1.5. У разі застосування «чистого» корму з добавкою 0.1% та 1% KFCSF для риб у садках не перевищення допустимого рівня ДР-2006 (150 Бк·кг<sup>-1</sup>) можливе якщо до цього риби отримували додатковий «чистий» корм без KFCSF та питома активність  $^{137}\text{Cs}$  не перевищувала 300 Бк·кг<sup>-1</sup> та 500 Бк·кг<sup>-1</sup>, відповідно.

2.1.6. Максимальні концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у воді водойм (Бк·л<sup>-1</sup>), які гарантують не перевищення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі вище 150 Бк·кг<sup>-1</sup> (ДР-2006) без застосування додаткового корму у аборигенних риб, при використанні для риб у садках додаткового «чистого» корму з вмістом 0%, 0.1% м 1% KFCSF у кормі, залежно від вмісту у воді калію за умови дотримання нерівності (Б.1) наведені у Таблиці 1.



2.1.7. Статистично достовірно встановлено ( $p < 0.01$ ) вплив 0.1-1% KFCSF у кормі на швидкість виведення радіоцезію з організму карасів ( $T_{1/2} = 53-69$  днів), яка практично в 2 рази перевищувала швидкість виведення в разі використання тільки чистий корм без KFCSF ( $T_{1/2} = 99-115$  днів).

2.1.8. При переміщенні радіоактивно забрудненої риби з питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$   $C_f$  у «чисту» воду та застосування «чистого» корму з різним вмістом KFCSF час необхідний для виведення радіоцезію з організму риб та досягнення допустимого рівня ДР-2006 ( $150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) складе:

$$t = \text{Ln}\left(\frac{C_f}{150}\right) \cdot T_{\frac{1}{2}} / \text{Ln}(2) \quad (\text{Б.2})$$

Час необхідний для досягнення допустимого рівня ДР-2006 ( $150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) при різному початковому забрудненні риби  $^{137}\text{Cs}$  наведено в Таблиці 2.

2.1.9. На Рис.Б1 наведено кратність зниження питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в рибі залежно від часу споживання рибою чистого корму з різним вмістом KFCSF. Використовуючи Рис. 1 можна оцінити скільки потрібно часу (днів) додаткового годування риби чистим кормом без або з KFCSF, щоб питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в рибі досягла необхідного рівня. Наприклад, через 150 днів питома активність у рибі зменшиться в 2.5 рази при використанні «чистого» корму без KFCSF та в 5 разів при використанні «чистого» корму, що містить 0.1-1% KFCSF.

2.1.10. Співвідношення початкової питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі та необхідного часу споживання корму з різним вмістом KFCSF для досягнення допустимого рівня ДР-2006  $150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  наведено на Рис. 2. Наприклад, при забрудненні  $^{137}\text{Cs}$  риби  $1000 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  потрібно близько 170 днів її вигодовування «чистим» кормом із вмістом 0.1-1% KFCSF і більше 300 днів, якщо в кормі KFCSF не буде

Таблиця 1 - Максимальні концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у воді водойм ( $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ ), які гарантують неперевикнення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі понад  $150 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  (ДР-2006)

Вміст у воді $\text{K}^+$ , $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$	Максимальна питома активність $^{137}\text{Cs}$ у воді, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$			
	Аборигенні риби без додаткового «чистого» годування	Риби з додатковим «чистим» годуванням з 0% KFCF	Риби з додатковим «чистим» годуванням з 0.1% KFCF	Риби з додатковим «чистим» годуванням з 1% KFCF
0.1	0.003	0.006	0.02	0.04
0.2	0.006	0.012	0.04	0.08
0.3	0.009	0.018	0.06	0.12
0.4	0.012	0.024	0.08	0.16
0.5	0.015	0.03	0.11	0.20
0.6	0.018	0.04	0.13	0.23
0.7	0.021	0.04	0.15	0.27
0.8	0.024	0.05	0.17	0.31
0.9	0.027	0.05	0.19	0.35
1	0.030	0.06	0.21	0.39
1.2	0.036	0.07	0.25	0.47
1.4	0.042	0.08	0.29	0.55
1.6	0.048	0.10	0.34	0.62
1.8	0.054	0.11	0.38	0.70
2	0.060	0.12	0.42	0.78

Таблиця 2 - Час необхідний для досягнення допустимого рівня ДР-2006 ( $150 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) при переміщенні риби в «чисту» воду і застосування «чистого» корму з різним вмістом KFCF

Питома активність $^{137}\text{Cs}$ у забрудненій рибі, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	Час досягнення допустимого рівня вмісту $^{137}\text{Cs}$ у рибі, днів		
	корм без KFCF	корм с 0.1% KFCF	корм без KFCF
150	0	0	0
200	48	29*	26*
250	85	51*	46*
300	115	69*	63*
450	182	109*	100*
600	230	138	126
750	267	160	146
900	297	178	163
1050	323	194	177

\* - протягом цього часу контрзаходу з тією ж ефективністю може застосовуватися без переміщення риби з радіоактивно забрудненого водоймища в «чисту» воду та продовження споживання природного радіоактивно забрудненого натурального корму.

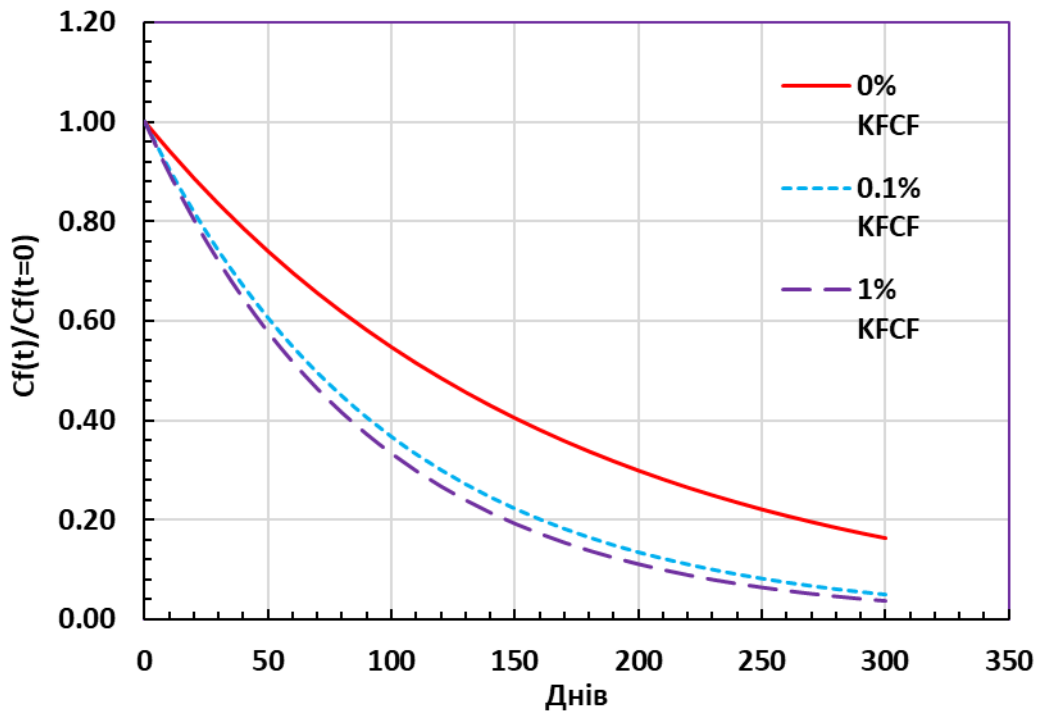


Рис. 1 - Динаміка відносної питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі при споживанні корму з різним вмістом KFCF

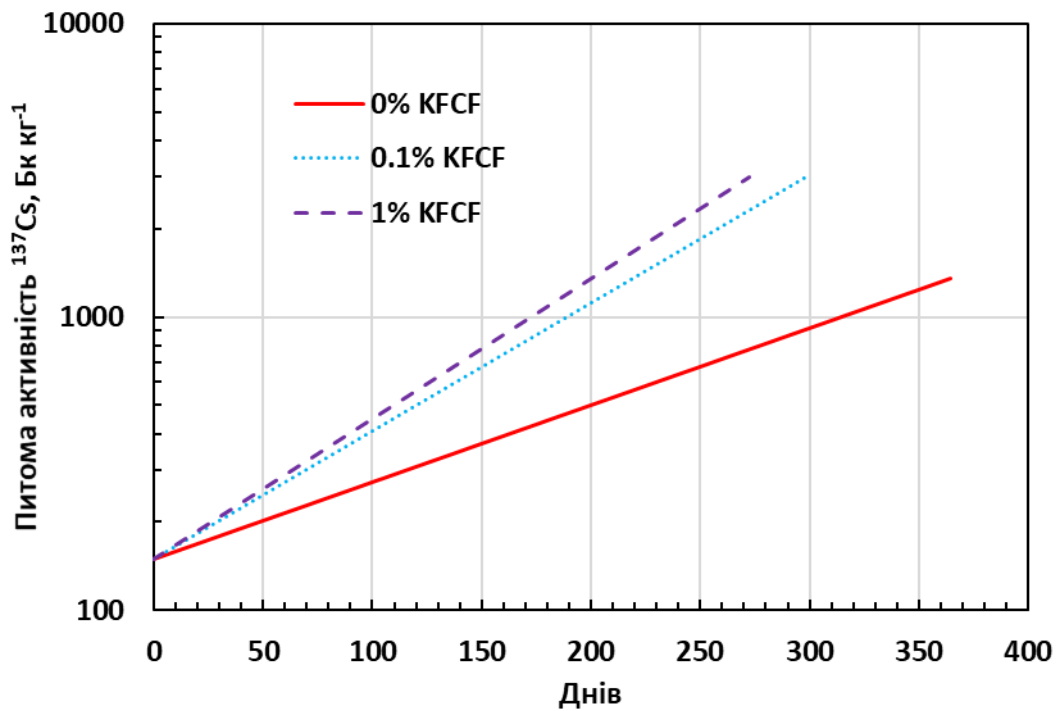


Рис. 2 - Співвідношення початкової питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі та необхідного часу споживання корму з різним вмістом KFCF для досягнення допустимого рівня ДР-2006  $150 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$

**2.2. Застосування відділення м'язової від кісткової тканини риб для отримання філе з метою забезпечення неперевищення гігієнічних нормативів за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  у рибній продукції (ДР-2006).**

2.2.1. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  в рибі прямо пропорційно залежить від питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у воді ( $C_w^{Sr}$ , Бк·л<sup>-1</sup>) та обернено пропорційно від вмісту у воді іонів кальцію [ $\text{Ca}^{2+}$ , мг·л<sup>-1</sup>] [2].

2.2.2. Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій та м'язовій тканині риб відрізняються у 100 разів [5].

2.2.2. Найбільш ефективним контрзаходом щодо зменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у рибній продукції є отримання філе – м'язової частини риб без кісток. При цьому, кратність зниження (**R**eduction **F**actor) питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  ( $RF_f^{Sr}$ ) у філе риби (м'язової тканини без кісток) порівняно з усією рибою з кістками дорівнює 100.

2.2.3. Не перевищення встановлених гігієнічних нормативів за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  ( $C^{Sr}=35$  Бк·кг<sup>-1</sup>) у риби (ДР-2006) [1] спостерігатиметься при дотриманні нерівності (2):

$$\frac{5000 \cdot C_w^{Sr}}{(35 \cdot RF_f^{Sr})} / Ca^{2+} \leq 1 \quad (2)$$

2.2.4. При допустимому рівні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у філе 35 Бк·кг<sup>-1</sup> можливе використання риби з питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  до 3000 Бк·кг<sup>-1</sup>.

2.2.5. Максимальні концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді водойм (Бк·л<sup>-1</sup>), які гарантують не перевищення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у рибній продукції (філе риби) вище 35 Бк·кг<sup>-1</sup> (ДР-2006) залежно від вмісту у воді кальцію за умови дотримання нерівності (2) наведені на Рис. 3. Наприклад, якщо вміст кальцію у воді водойми становить 45 мг·л<sup>-1</sup>, то отримати філе риби з питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  менше 35 Бк·кг<sup>-1</sup> (ДР-2006) можливе лише за умови, якщо концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у воді не перевищує 30 Бк·л<sup>-1</sup>.

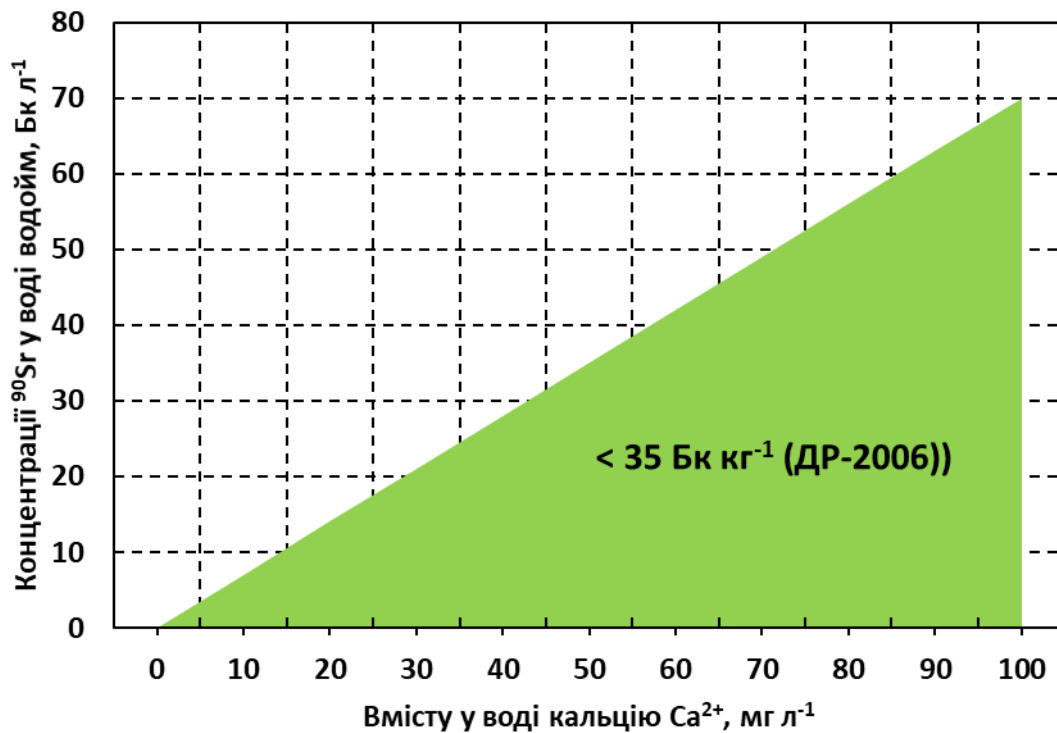


Рис.3. - Максимальні концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді водойм ( $\text{Bq}\cdot\text{л}^{-1}$ ), які гарантують не перевищення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибній продукції (філе риби) вище  $35 \text{ Bq}\cdot\text{кг}^{-1}$  (ДР-2006) залежно від вмісту у воді кальцію

## ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАНЬ

1. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006  
[http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/RE12719.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html)
2. IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments /Vienna: IAEA-TRS-472: IAEA, 2010. P. 194.  
[http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf)
3. Kashparova, O., Teien, H.-C., Pavlenko, P., Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K. A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. Journal of Environmental Radioactivity. 258, 107091, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>
4. 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 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282>
5. Pavlenko, P., Levchuk, S., Yoschenko, V., Hrechaniuk, M., Wada, T., Kashparov, V. 2024. Testing countermeasures to reduce  $^{90}\text{Sr}$  content in fish products. Journal of Environmental Radioactivity. 271, 107316 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107316>

<b><u>Використання корму з добавкою залізо(III) гексаціаноферату калію у раціоні харчування риб</u></b>	
Мета	Зменшити вміст радіоактивного цезію в рибі та рибних продуктах до значень менших за Допустимі рівні.
Супутні поліпшення	Зменшення обсягів продукції рибництва, що потребує утилізації. Дозволяє використовувати звичайний режим ведення господарства. Не вимагає введення заборон на рибогосподарську діяльність і споживання риби і рибних продуктів, збереження економічної стабільності. Може привести до сорбції цезію в донних відкладах.
Опис контрзаходу	Гексаціаноферат калію(II) (ЗГЦК), який ефективно зв'язує і виводить радіоактивний цезій, може використовуватися як добавка для виготовлення корму для риб з метою зменшення переходу радіоактивного цезію у м'ясо риб за рахунок його зв'язування препаратом у кишківнику риб. ЗГЦК також дозволяє значно зменшити час виведення радіоцезію з організму риб. Препарат додають до раціону риб у складі гранульованого корму в різних концентраціях.
Цільові об'єкти	Прісноводна риба, яка вирощується і відгодовується з метою виробництва рибних продуктів. Контрзахід є найбільш прийнятним для рибних господарств, де процес вирощування та раціон риб є контрольованим. Також може бути використаний для риб, які є вільноживучими і є об'єктами промислового і спортивного риболовства.
Радіонукліди, які є об'єктом впливу	Радіонукліди, щодо яких ефективність заходів встановлена: $^{137}\text{Cs}$ Радіонукліди, щодо яких запровадження заходів є теоретично ефективним: $^{134}\text{Cs}$ Радіонукліди, щодо яких запровадження заходів не ефективне: специфічний для радіоактивного цезію.
Масштаб застосування	Широкомасштабний.
Шлях забруднення	Від кормової бази до риби.
Шляхи можливого надходження	Вживання в їжу забрудненого м'яса риб та рибних продуктів.
Період застосування	Середньо та довго-терміновий (вимога щодо отримання та розповсюдження ЗГЦК робить їх малоймовірними для застосування на ранній фазі) до 3-4 місяців перед

	<p>виловом риби.</p> <p>Середня та пізня фази аварії (залізо(III)-гексаціаноферату (II) калію недоцільно застосовувати на ранній фазі аварії до радіоактивного забруднення кормової бази риб).</p>
<b>Обмеження</b>	
Правові обмеження	<p>Вміст радіонуклідів у харчових продуктах регулюється Допустимими рівнями (у ЄС - Допустимими рівнями забруднення харчової продукції, затвердженими Радою ЄС, в Україні – Державними гігієнічними нормативами «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <math>^{137}\text{Cs}</math> та <math>^{90}\text{Sr}</math> у продуктах харчування та питній воді», затвердженими Наказом МОЗ України № 256 від 03.05.2006).</p> <p>14 жовтня 2001 року Європейською Спільнотою (організацією-попередником ЄС) надано офіційний постійний дозвіл на використання препаратів залізо(III)-гексаціаноферату (II) у якості кормової добавки з метою зв'язування і виведення радіоактивного цезію з організму сільськогосподарських тварин (Постанова 2013/2001).</p> <p>Можливо встановлення вимоги щодо маркування продуктів.</p>
Соціальні обмеження	<p>Прийнятність з боку фермерів, харчової промисловості та споживачів щодо використання такої кормової добавки з метою зв'язування та виведення радіоактивного забруднення з організму риб.</p>
Екологічні обмеження	Відсутні.
<b>Ефективність</b>	
Ефективність контрзаходу	<p>Ефективно зменшить забруднення м'яса риб відповідно до біологічного періоду напіввиведення даного радіонукліда з організму тварини за 3-4 місяці перед виловом риби.</p> <p>Ефективність контрзаходу залежить від частки препарату ЗГЦК у кормі риб і часу його застосування перед виловом риби, таким чином досягається зниження вмісту цезію у м'ясі риб у 7-16 та 12-27 разів для корму з вмістом 0,1% та 1% гексаціаноферату калію, відповідно, порівняно з рибами які вирощуються без додаткового годування кормами.</p> <p>Впровадження контрзаходу може зменшити кількість відходів (забруднених <math>^{137}\text{Cs}</math>) риб та рибних продуктів на 100% (Залежно від рівнів забруднення).</p>
Фактори, що впливають на ефективність процедури	<p>Ефективне введення препарату ЗГЦК у кормову суміш.</p> <p>Добова доза ЗГЦК. Більша ефективність досягається, коли фермери використовують готові корми з добавками, які виробляються у промислових масштабах.</p> <p>Початкова активність (вміст) та біологічний період напіврозпаду радіоактивного цезію в організмі риб. Час</p>



	застосування перед виловом риби. Може виникнути потреба у застосуванні схеми поступового переходу до гранульованого корму з метою адаптації. Прийнятність контрзаходу з боку рибних господарств.
<b>Техніко-економічне обґрунтування</b>	
Необхідне спеціальне устаткування	Вимоги відсутні. Необхідне устаткування присутнє у рибних господарствах.
Необхідне додаткове устаткування	Вимоги відсутні.
Необхідна система інженерного забезпечення і інфраструктура	Заводи, які виробляють корми з можливістю додавання ЗГЦК до гранульованого корму.
Необхідні витратні матеріали	Концентрати з ЗГЦК.
Необхідні навички	Фермери володіють необхідними навичками.
Необхідні заходи безпеки	Виробникам кормів слід дотримуватися рекомендацій з виробництва небезпечних для здоров'я риб та водного середовища кормів з добавками.
Інші обмеження	Відсутні.
<b>Відходи</b>	
Обсяг і тип	Відсутні.
Можливі маршрути транспортування, обробки і зберігання	Неможливо з'ясувати.
Фактори, які впливають на проблему відходів	Неможливо з'ясувати.
<b>Дози</b>	
Додаткова доза	Відсутня.
<b>Витрати на впровадження контрзаходу</b>	
Обладнання	Відсутні.
Витратні матеріали	Вартість препаратів ЗГЦК. Наприклад, вартість гранульованого корму, що містить 0,1% ГЦК, імпортованого з Німеччини в Норвегію, становить 0,27 євро за кг корму (за

	даними на 2003 рік).
Графік роботи обслуговуючого персоналу	Застосування корму з добавкою не потребує зміни графіку роботи
Фактори, що впливають на витрати	Вартість виробництва концентратів з ЗГЦК. Транспортні витрати
Компенсаційні витрати	Компенсація додаткових витрат фермеру, пов'язаних з придбанням концентратів з вмістом ЗГЦК.
Витрати на утилізацію відходів	Відсутні.
Обмеження	Відсутні
Потреби зв'язку	Може бути необхідним відповідне маркування харчової продукції, яка була вироблена в умовах впровадження контрзаходу.
<b>Оцінка небажаного побічного впливу</b>	
Етичні фактори, які необхідно враховувати	Відсутні
Вплив на навколишнє середовище	Не дивлячись на те, що водне середовище є універсальним розчинником, також в ньому може існувати мікрофлора (бактерії та грибки), здатна розкласти ціаніди. Не дивлячись на вищеперераховані токсичні рівні HCN не повинні підвищуватися.
Вплив на сільськогосподарське виробництво	Незначний, якщо впровадження контрзаходу значно не відхиляється від звичайної практики риборозведення.
Соціальний вплив	Може вплинути на довіру громадськості, а саме: викликати втрату впевненості у тому, що рибогосподарська і похідна від неї продукція з постраждалих регіонів є безпечною (що, в свою чергу, може призвести до зменшення попиту на рибу та рибну продукцію, втрату робочих місць у місцевих господарствах та занепад рибної промисловості і зменшення надходження податків до бюджетів); викликати посилену впевненість громадськості, що проблема забруднення ефективно вирішується.
Точка зору FARMING Community Network, як	На сьогоднішній день більшість заходів спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів в рибу, які тестувались і розроблялись визнані неефективними, трудомісткими та дороговартісними, суттєвий ефект має лише заборона на споживання риби та рибних продуктів, що є згубним для рибних господарств. Тому, даний контрзахід - додавання сорбентів до корму риби, виявився таким, якому надали

зацікавленої сторони проекту	перевагу більшість із зацікавлених сторін. Цей захід вважається таким, що підтримує звичайну практику ведення рибного господарства та мають мінімальний негативний вплив на навколишнє середовище.
Практичний досвід	Часто застосовувався після аварії на Чорнобильській АЕС в країнах колишнього Радянського союзу з хорошими результатами для великої рогатої худоби; менше інформації щодо ефективності застосування для свиней та птиці. Щодо застосування для прісноводних риб перше застосування було протестовано нещодавно і була показана відносно висока радіологічна ефективність даного контрзаходу.
Ключові посилання (джерела)	<p>Howard BJ, Beresford NA and Voigt G (2001). Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident. <i>Journal of Environmental Radioactivity</i>, 56, 115- 137.</p> <p>IAEA (1994). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. IAEA Technical Report Series No. 364.</p> <p>IAEA (1997). The use of prussian blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chornobyl accident. Vienna. IAEA-TECDOC-926.</p> <p>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 Chornobyl accident. <i>Journal of Environmental Radioactivity</i>. 270, 107282 <a href="https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282">https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107282</a></p>
Коментарі	<p>Докладні токсикологічні дослідження показали, що сполуки гексаціаноферратів не мають жодного несприятливого впливу на організм тварин або людей. Фекалії від оброблених тварин будуть більш забрудненими, ніж у необроблених тварин.</p> <p>Моніторинг у реальному часі перед відловом риб може бути хорошим доповненням до контролю ефективності заходу для кожної тварини або вибірки із групи.</p>
Історія документа	<p>РОЗРОБНИК СТРАТЕГІЇ – Павленко П. (Український Науково-дослідний Інститут сільськогосподарської радіології Національного університету біоресурсів і природокористування України).</p> <p>СПІВАТВОРИ СТРАТЕГІЇ – Кашпарова О., Гречанюк М., Левчук С., Лазарев М., Кашпаров В. (Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології Національного університету біоресурсів і природокористування України).</p> <p>Teien H.-C., Salbu B., Eide D. M., Oughton D. H., (Норвежський університет наук про життя, Норвегія).</p>

<b>Використання «чистого» годування риб</b>	
Мета	Зменшити вміст радіоактивного цезію в рибі та рибних продуктах до значень менших за Допустимі рівні.
Супутні поліпшення	Зменшення обсягів продукції рибництва, що потребує утилізації. Дозволяє використовувати звичайний режим ведення господарства. Не вимагає введення заборон на рибогосподарську діяльність і споживання риби і рибних продуктів, збереження економічної стабільності. В залежності харчової цінності корму, може покращуватися якість рибної продукції.
Опис контрзаходу	Забезпечити риб кормами, які є менш або взагалі незабрудненими. При забрудненні водного середовища радіонуклідами годування чистими кормами може застосовуватися до риб з рибних господарств, ставків тощо. Також можливе застосування чистого годування до попередньо забруднених риб на необхідний період часу перед забоем.
Цільові об'єкти	Прісноводна риба, яка вирощується і відгодовується з метою виробництва рибних продуктів. Контрзахід є найбільш прийнятним для рибних господарств, де процес вирощування та раціон риб є контрольованим. Також може бути використаний для риб, які є вільноживучими і є об'єктами промислового і спортивного риболовства.
Радіонукліди, які є об'єктом впливу	Відома застосовність: $^{137}\text{Cs}$ Потенціна застосовність: $^{134}\text{Cs}$ Застосовність відсутня: -
Масштаб застосування	Широкомасштабне застосування
Шлях забруднення	Від кормової бази до риби.
Шляхи можливого надходження	Вживання в їжу забрудненого м'яса риб та рибних продуктів.
Період застосування	Від початку до довготривалого застосування.
<b>Обмеження</b>	

Правові обмеження	<p>Вміст радіонуклідів у харчових продуктах регулюється Допустимими рівнями (у ЄС - Допустимими рівнями забруднення харчової продукції, затвердженими Радою ЄС, в Україні – Державними гігієнічними нормативами «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <math>^{137}\text{Cs}</math> та <math>^{90}\text{Sr}</math> у продуктах харчування та питній воді», затвердженими Наказом МОЗ України № 256 від 03.05.2006).</p> <p>Необхідно дотримуватись стандартів рибництва, правил утримання риб, та правил зберігання кормів.</p> <p>Можуть бути порушені деякі елементи процедури сертифікації та маркування продуктів.</p>
Соціальні обмеження	Опір господарств впровадженню контрзаходу.
Екологічні обмеження	Відсутні.
<b>Ефективність</b>	
Ефективність контрзаходу	<p>Ефективно зменшить забруднення м'яса риб відповідно до біологічного періоду напіввиведення даного радіонукліда з організму тварини за 3-4 місяці перед виловом риби.</p> <p>Ефективність годування чистими кормами може сягати 2-5 разів порівняно з рибою до якої не застосовується даний контрзахід.</p> <p>Впровадження контрзаходу може зменшити кількість відходів (забруднених) риб та рибних продуктів на 100%(в залежності від початкових рівнів забруднення).</p>
Фактори, що впливають на ефективність контрзаходу	<p>Готовність і здатність рибних господарств адаптуватися до нового режиму ведення господарства.</p> <p>Ефективність контрзаходу залежить від рівнів забруднення води у водоймі, де вирощується риба, також температури води та пори року, віку риб та швидкості їх росту.</p> <p>Біологічний період напіврозпаду конкретного радіонукліда.</p>
<b>Техніко-економічне обґрунтування</b>	
Необхідне спеціальне устаткування	Вимоги відсутні. Необхідне устаткування присутнє у рибних господарствах.
Необхідне додаткове устаткування	<p>Вимоги відсутні. Необхідне устаткування присутнє у рибних господарствах.</p> <p>Можливо додаткові місця зберігання чистих кормів.</p>
Необхідна система інженерного	Необхідна система інженерного забезпечення і інфраструктура наявна в рибних господарствах.

забезпечення інфраструктура і	
Необхідні витратні матеріали	Відсутні
Необхідні навички	Фермери володіють необхідними навичками.
Необхідні заходи безпеки	Загальні запобіжні заходи щодо поводження з рибами.
Інші обмеження	Необхідно забезпечити, щоб альтернативне харчування мало збалансовану поживну цінність та застосовувалось таким чином, щоб дати можливість флорі кишечника до них адаптуватися.
<b>Відходи</b>	
Обсяг і тип	Відсутні.
Можливі маршрути транспортування, обробки і зберігання	Не можливо з'ясувати.
Фактори, які впливають на проблему відходів	Не можливо з'ясувати.
<b>Дози</b>	
Додаткові дози	Відсутні
Витрати на впровадження контрзаходу	
Обладнання	Відсутні
Витратні матеріали	Вартість додаткових кормів.
Графік роботи обслуговуючого персоналу	Застосування корму з добавкою не потребує зміни графіку роботи
Фактори, що впливають на витрати	На період, який необхідний для чистого годування, впливатиме початкова концентрація радіонуклідів в організмі худоби, біологічний період напіввиведення та концентрація активності замінного корму.
Компенсаційні витрати	Компенсація додаткових витрат пов'язаних з закупівлею додаткових чистих кормів.

Витрати на утилізацію відходів	Відсутні
Обмеження	Відсутні
Комунікаційні потреби	Пояснення можливостей контрзаходу фермерам
<b>Оцінка небажаного побічного впливу</b>	
Етичні фактори, які необхідно враховувати	Відсутні, адже годування чистими кормами не відхиляється від звичайної практики риборозведення.
Вплив на навколишнє середовище	Відсутній
Вплив на сільськогосподарське виробництво	Відсутній, адже годування чистими кормами не відхиляється від звичайної практики риборозведення.
Соціальний вплив	Може вплинути на довіру громадськості, а саме: викликати втрату впевненості у тому, що рибогосподарська і похідна від неї продукція з постраждалих регіонів є безпечною (що, в свою чергу, може призвести до зменшення попиту на рибу та рибну продукцію, втрату робочих місць у місцевих господарствах та занепад рибної промисловості і зменшення надходження податків до бюджетів); викликати посилену впевненість громадськості, що проблема забруднення ефективно вирішується.
Інші побічні впливи	Відсутні
Точка зору FARMING Community Network, як зацікавленої сторони проекту	На сьогоднішній день більшість заходів спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів в рибу, які тестувались і розроблялись визнані неефективними, трудомісткими та дорогавартісними, суттєвий ефект має лише заборона на споживання риби та рибних продуктів, що є згубним для рибних господарств. Тому, даний контрзахід – годування риби чистими кормами, виявився таким, якому надали перевагу більшість із зацікавлених сторін. Цей захід вважається таким, що підтримує звичайну практику ведення рибного господарства та не чинить негативний впливу на навколишнє середовище.
Ключові посилання (джерела)	Howard B.J., Beresford N.A., Voigt G. (2001). Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident. Journal of Environmental Radioactivity, 56, 115- 137. IAEA (1994). Handbook of parameter values for the

	<p>prediction of radionuclide transfer in temperate environments. IAEA Technical Report Series No. 364. IAEA (1997). The use of prussian blue to reduce radiocaesium contamination of milk and meat produced on territories affected by the Chornobyl accident. Vienna. IAEA-TECDOC-926.</p> <p>Kashparova, O., Teien, H.-C., Pavlenko, P., Salbu, B., Eide, D. M., Levchuk, S., Jensen, K. A., Protsak, V., Hrechaniuk, M., Kashparov, V. 2023. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the <math>^{90}\text{Sr}</math> and <math>^{137}\text{Cs}</math> levels in fish from contaminated lakes. Journal of Environmental Radioactivity. 258, 107091, <a href="https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091">https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091</a></p> <p>Павленко П. М., Кашпарова О. В., Левчук С. Є., Гречанюк М. О., Гудков І. М., Кашпаров В. О., 2021. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст <math>^{90}\text{Sr}</math> і <math>^{137}\text{Cs}</math> в карасях сріблястих (<i>Carassius gibelio</i>) у Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 22(3), 272-283 <a href="https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.272">https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.272</a></p>
Коментарі	<p>Годування риб чистим кормом загалом є контрзаходом, який не відхиляється від звичайної практики риборозведення, адже зазвичай у рибних господарствах риба відгодовується чистими кормами. На відміну від великої рогатої худоби, яка в літній період зазвичай відгодовується на пасовищах. Тому впровадження контрзаходу не буде мати обґрунтованого опору від господарств і громадськості. Також риби не будуть зазнавати стресу під час впровадження данного контрзаходу, як велика рогата худоба.</p> <p>Моніторинг у реальному часі перед відловом риб може бути хорошим доповненням до контролю ефективності заходу для кожної тварини або вибірки із групи.</p>
Історія документа	<p>РОЗРОБНИК СТРАТЕГІЇ – Павленко П. (Український Науково-дослідний Інститут сільськогосподарської радіології Національного університету біоресурсів і природокористування України).</p> <p>СПІВАТВОРИ СТРАТЕГІЇ – Кашпарова О., Гречанюк М., Левчук С., Лазарєв М., Кашпаров В. (Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології Національного університету біоресурсів і природокористування України).</p> <p>Teien H.-C., Salbu B., Eide D. M., Oughton D. H., (Норвежський університет наук про життя, Норвегія).</p>



## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у періодичних наукових виданнях,  
включених до категорії «А» Переліку наукових фахових видань України  
та/або у закордонних виданнях, проіндексованих у базах даних  
Scopus та/або Web of Science Core Collection

1. Павленко П. М., Кашпарова О. В., Левчук С. Є., Гречанюк М. О., Гудков І. М., Кашпаров В. О. Вплив додаткового «чистого» годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих (*Carassius gibelio*) у Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. Вип. 22 (3) С. 272–283 (Павленко П. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків тканин карасів сріблястих, здійснено підготовку зразків риби до вимірювання, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$  та подальше вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів та визначення впливу чистого годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Кашпаровою О. В. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Левчуком С. Є. підготовлено інфраструктуру для проведення дослідження, проведено калібрування спектрометрів, вимірювання зразків, здійснено аналіз отриманих результатів та визначено вплив чистого годування на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в карасях сріблястих, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Гречанюком М. О. проведено відбір та вимірювання зразків. Гудковим І. М. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності.

*Кашпаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*

2. Kashparova O. V., Levchuk S. E., Khomutinin Yu. V., **Pavlenko P. M.**, Hrechaniuk M. O., Kashparov V. O. The uptake and excretion rate of  $^{137}\text{Cs}$  from the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) at different feeding routine. Nuclear Physics and Atomic Energy. 2022. Vol. 23 (1). P. 57–63. *(Kashparova O. V. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, взято участь в написанні та підготовці статті до друку відповідно до вимог видання. Levchuk S. E. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Khomutinin Yu. V. проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Pavlenko P. M. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Hrechaniuk M. O. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Kashparov V. O. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*

3. **Pavlenko P.**, Kashparova O., Teien H.-C., Salbu B., Eide D. M., Oughton D. H., Hrechaniuk M., Levchuk S., Lazarev N., Kashparov V. Prussian Blue to reduce radiocaesium accumulation in fish in lakes affected by the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2023. Vol. 270. 107282. *(Pavlenko P. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічного виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Kashparova O. проведено дослідження в природних умовах*

Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. Teien H.-C. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті. Salbu B. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів. Eide D. M. проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Oughton D. H. проведено аналіз результатів, редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. Hrechaniuk M. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків. Levchuk S. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Lazarev N. здійснено підготовку до проведення дослідження. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь у написанні статті).

4. Kashparova O., Teien H.-C., **Pavlenko P.**, Salbu B., Eide D. M., Levchuk S., Jensen K. A., Protsak V., Hrechaniuk M., Kashparov V. Effects of clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. Journal of Environmental Radioactivity. 2023. Vol. 258. 107091. (Kashparova O. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено та написано статтю до друку відповідно до вимог видання. Teien H.-C. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Pavlenko P. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ ,

вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. *Salbu B.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, редагування статті. *Eide D.* проведено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. *Levchuk S.* проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. *Jensen K. A.* проведено аналіз отриманих результатів. *Protsak V.* проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, проведено відбір зразків, аналіз результатів. *Hrechaniuk M.* проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків. *Kashparov V.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті).

5. **Pavlenko P.,** Levchuk S., Yoschenko V., Hrechaniuk M., Wada T., Kashparov V. Testing countermeasures to reduce  $^{90}\text{Sr}$  content in fish products. *Journal of Environmental Radioactivity.* 2024. Vol. 271. 107316. (*Pavlenko P.* проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ ; вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії, аналіз результатів, підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. *Levchuk S.* проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. *Yoschenko V.* проведено редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. *Hrechaniuk M.* проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ ; вимірювання радіонуклідів методами гамма та бета спектрометрії. *Wada T.* проведено редагування та підготовку статті до друку відповідно до вимог видання. *Kashparov V.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих

результатів, статистичну обробку отриманих даних, взято участь в написанні статті).

### **Статті у наукових виданнях,**

#### **включених до Переліку наукових фахових видань України**

6. Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Гудков І. М. Виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму карася сріблястого (*Carassius gibelio*) при різній температурі води у природних умовах Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2020. Вип. 6 (88). С. 1–12. *(Кашпаровою О. В. проведено концептуалізацію та планування дослідження, здійснено дослідження в лабораторних умовах, проведено відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Павленко П. М. проведено відбір зразків риби, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Гудковим І. М. проаналізовано та систематизовано результати досліджень, визначено актуальність, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки).*

#### **Стаття у колективній монографії**

7. Kashparova O., Teien H.-C., Levchuk S., **Pavlenko P.**, Gudkov I. Model experiment to support field observations on uptake on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Prussian carp (*Carassius gibelio*). Науковці НУБІП у вивченні та мінімізації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС: колективна монографія. Київ, 2021. С. 94–104. *(Kashparova O. проведено концептуалізацію та планування*

дослідження, здійснено дослідження в лабораторних умовах, проведено відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, аналіз результатів, взято участь в написанні та підготовці статті до друку відповідно до вимог видання. *Teien H.-C.* проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, написано статтю. *Levchik S.* проведено вимірювання зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. *Pavlenko P.* проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. *Gudkov I.* проаналізовано, систематизовано результати досліджень, визначено актуальність, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки).

#### Тези наукових доповідей

8. **Kashparova O., Pavlenko P., Maatoug M.** The rate of the  $^{137}\text{Cs}$  excretion from *Carassius gibelio* at different water temperature under nature conditions. Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: VIII Міжнародна наукова конференція молодих вчених, м. Харків, 26–27 листопада 2020 року: тези доповіді. Харків, 2020. С. 16–18. (*Kashparova O.* проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. *Pavlenko P.* проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. *Maatoug M.* проведено відбір зразків).

9. **Павленко П., Гречанюк М.** Вплив збільшення маси на вміст  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині карася сріблястого (*Carassius gibelio*). Chornobyl: Open Air Lab: I Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 24 Квітня 2021 року: тези доповіді. Київ, 2021. С. 171–174. (*Павленко П.* проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та

узагальнення, написано тези доповіді. Гречанюк М. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків).

10. **Pavlenko P., Kashparova O., Hrechaniuk M.** Radiological effectiveness of additional «clean» feeding for managing  $^{137}\text{Cs}$  content in Silver Prussian Carp (*Carassius gibelio*) in Chernobyl Exclusion Zone. Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: IX Міжнародна наукова конференція молодих вчених, м. Харків, 25–26 листопада 2021 року: тези доповіді. Харків, 2021. Р. 201–203. (Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення).

11. **Pavlenko P., Kashparova O., Hrechaniuk M., Levchuk S., Wada T., Yoschenko V., Kashparov V.** Model laboratory experiments to support field researchers on uptake and excretion of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the silver Prussian carp (*Carassius gibelio*). 9<sup>th</sup> Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University. Fukushima, Japan, 2023. P. 58. (Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Levchuk S. проведено вимір зразків та аналіз результатів. Wada T. проведено аналіз та узагальнення результатів. Yoschenko V. проведено аналіз та узагальнення результатів. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

12. Павленко П. М. Проведення лабораторних експериментів для підтримки польових досліджень з надходження та виведення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у *Carassius gibelio* (Bloch, 1782). Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу: Міжнародна науково-практична конференція, присвячена 125-річчю Національного університету біоресурсів і природокористування України, м. Київ, 25 травня 2023 року: тези доповіді. Київ, 2023. С. 332–333.

13. **Pavlenko P. M.**, Levchuk S. E., Yoschenko V. I., Hrechaniuk M. O., Wada T., Kashparov V. O. Measures to reduce content of  $^{90}\text{Sr}$  in fish. The 8<sup>th</sup> Congress of the Radiobiological Society of Ukraine, Zhytomyr, 21–25 August, 2023. Zhytomyr, 2023. P. 87. (*Pavlenko P. M. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Levchuk S. E. проведено вимір зразків та аналіз результатів. Yoschenko V. I. проведено аналіз та узагальнення результатів. Hrechaniuk M. O. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків. Wada T. проведено аналіз та узагальнення результатів. Kashparov V. O. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних*).

14. **Pavlenko P.**, Wada T., Yoschenko V., Kashparov V. Testing new methods to reduce  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  contamination of freshwater fish. 10<sup>th</sup> Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University. Fukushima, Japan, 2024. P. 40. (*Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Wada T. проведено аналіз та узагальнення результатів. Yoschenko V. проведено аналіз та узагальнення результатів. Kashparov V. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних*).



