

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

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

**ГРЕЧАНЮК МАКСИМ ОЛЕКСАНДРОВИЧ**

**УДК [504.5:620.267:502.51] (285)**

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**РАДІОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНИХ ВОДОЙМ  
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

101 «Екологія»  
10 «Природничі науки»

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

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

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

Київ — 2024

## АНОТАЦІЯ

**Гречанюк М. О. Радіоекологічна характеристика природних водойм зони відчуження.** Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія» (10 «Природничі науки»). Національний університет біоресурсів і природокористування України. Київ, 2024.

Наукову роботу виконано у Національному університеті біоресурсів і природокористування України на кафедрі загальної екології, радіобіології та безпеки життєдіяльності факультету захисту рослин, біотехнологій та екології та Українському науково–дослідному інституті сільськогосподарської радіології.

Дисертацію присвячено визначенню радіоекологічних характеристик водних об'єктів зони відчуження у віддалений період на основі сучасних методів визначення радіоекологічних критеріїв, що характеризують радіологічну ситуацію об'єктів навколишнього середовища внаслідок їх радіоактивного забруднення. Досвід подолання наслідків чорнобильської радіаційної аварії показав важливість визначення параметрів опромінення різних біологічних об'єктів, включаючи представників рослинного і тваринного світу. Внаслідок невизначеності доз опромінення сільськогосподарських тварин, після аварії було забито більше ста тисяч голів худоби, встановлено заборону на господарське використання великих територій, що зазнали радіоактивного забруднення, включаючи лісові масиви, сільськогосподарські землі та об'єкти водного господарства. У даній роботі використано методи, що дозволяють мінімізувати похибки у визначенні рівня радіонуклідного забруднення водних об'єктів і доз опромінення гідробіонтів для цілей радіаційного захисту навколишнього середовища. Проведено експериментальні дослідження на природних водоймах зони відчуження – озері Глибоке, що є предметом досліджень багатьох наукових установ, починаючи з перших років після аварії, і безіменному озері, що отримало назву «Бріт», дослідження якого розпочалось через 20 років після аварії. Обидва озера відрізняються рельєфом, рівнями радіоактивного

забруднення, екологічними умовами, що відкриває можливість для порівняння результатів і вдосконалення моделей визначення радіологічних характеристик, зокрема формування доз опромінення риб з метою розробки заходів захисту об'єктів навколишнього середовища. Експериментальні дослідження включали у себе оцінку рівнів радіоактивного забруднення вищевказаних водойм зони відчуження, розподіл радіоактивності у компонентах водойми і, з використанням сучасних методів вимірювання потужності дози опромінення гідробіонтів від радіоактивного водного середовища і донних відкладень, динаміки радіоактивного забруднення риби. На основі отриманих даних, з використанням сучасних моделей, за вмістом радіонуклідів у рибі оцінено мінімальні рівні радіоактивного забруднення води у водоймах, із заданим показником невизначеності, та для неперевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у рибі визначено гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах.

Дві потужні ядерні аварії за останні півстоліття (Чорнобильська і Фукусімська АЕС) продемонстрували, що наявність невизначеностей у встановленнях дозових критеріїв на об'єкти навколишнього середовища може призвести до великих фінансових витрат держави, які спрямовані на відновлення і реабілітацію територій, а також до підвищення соціальної напруги у суспільстві і появи пов'язаних з цим психо-емоційних розладів у населення. Проектування будівництва атомних електростанцій тісно пов'язано з існуванням на прилеглих територіях водних джерел, тому водні екосистеми у найближчій зоні будь-яких АЕС завжди будуть критичними, як з точки зору радіоактивного забруднення водних екосистем та гідробіонтів, так і додаткового джерела опромінення населення. Приймаючи рішення щодо використання водних об'єктів, необхідно оперативно визначити критерії радіоекологічного стану і встановити рівні безпеки для існування екосистеми. Також, у випадку використання водойм для господарських цілей необхідною складовою є прогнозування рівнів радіоактивного забруднення рибної продукції.

Для виконання поставлених завдань у дисертації використано сучасне програмне забезпечення для побудови карт (QGIS), що дозволило візуалізувати

рельєф місцевості і розподіл радіоактивності залежно від висот досліджуваної ділянки не лише у межах водойми але й визначити потенційні ділянки водозабірної басейну зазначеної водойми, з яких відбувався ймовірний змив радіонуклідів у водойму. Використовуючи дані про глибину та розташування точок відбору, отримані під час відбирання проб донних відкладень, за допомогою програмного забезпечення виконано геоприв'язку точок та створено карту просторового розподілу глибин досліджуваної водойми.

Необхідною умовою оцінки радіоекологічного стану території є визначення динаміки формування і прогнозування поглинутих доз зовнішнього та внутрішнього опромінення біологічних об'єктів. Однією зі складових дослідження впливу зовнішньої дози опромінення живих організмів є вимірювання амбієнтного еквіваленту дози іонізуючого випромінювання. На основі визначення параметрів радіоактивного забруднення водойм створено карти, що відображають формування дозових навантажень від різних компонентів радіоактивного забруднення екосистеми. Визначенням вмісту основних дозоутворюючих радіоактивних ізотопів у компонентах водойм встановлено, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді озера Бріт відповідно становила  $1,5 \pm 0,3 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $72 \pm 9 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  та була нижчою, порівнюючи з показниками активності для цих же радіонуклідів у озері Глибоке (відповідно  $4 \pm 1 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $100 \pm 10 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ ). Середній вміст стабільних елементів  $\text{K}^+$  та  $\text{Ca}^{2+}$  у воді озер Бріт і Глибоке становив відповідно  $2,0 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  та  $14 \pm 12 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $1,2 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  та  $30 \pm 2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ . На нашу думку, різниця в активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді та концентрація стабільних аналогів радіоактивних ізотопів обумовила ситуацію коли вміст  $^{137}\text{Cs}$  в рибі з озера Бріт був у 4 рази меншим ніж у рибі із озера Глибоке, але вміст  $^{90}\text{Sr}$  навпаки був у 1,5 рази вищим. Відповідно, потужність дози внутрішнього опромінення риб в озері Бріт ( $2\text{--}43 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) буде дещо більшою у порівнянні з цим показником в озері Глибоке ( $1\text{--}10 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) через основний внесок  $^{90}\text{Sr}$  у її формування. У науковій роботі встановлено просторовий розподіл радіонуклідів за профілем донних відкладень і оцінено середню створювану ними потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення. У точках відбирання проб донних відкладень розраховано

та виміряно потужність поглинутої дози в озері Бріт, яка змінювалась у межах 1–20 мкГр·год<sup>-1</sup> і була співставною з потужністю поглинутої дози внутрішнього опромінення риб цього озера.

Враховуючи міграцію риб у водоймі протягом року, а також тимчасове знаходження окремих видів риб безпосередньо у донних відкладеннях взимку, співвідношення між потужностями поглинутих доз зовнішнього і внутрішнього опромінення можуть змінюватися. Результати вимірювань підтверджують високу невизначеність оцінки зовнішніх доз опромінення організмів від донних відкладень на основі лише вимірювань середньої питомої активності радіонуклідів та відсотку сухої ваги у всьому шарі донних відкладень, не враховуючи їх розподіл у вертикальному профілі, час перебування і просторове місцезнаходження організмів щодо донних відкладень у кожній конкретній водоймі.

Оцінку внутрішньої дози опромінення було зроблено на підставі вимірних значень питомої активності радіонуклідів у різних органах для риб масою 1 кг і геометричним фактором: «довжина:висота:ширина» = «1:0.2:0.1» з використанням рекомендованих МКРЗ дозових коефіцієнтів. Отримані результати доводять, що найбільша потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення формується в кістковій тканині (77 мкГр·год<sup>-1</sup>) та прилеглих органах (головний і спинний мозок, нирки, зябра, кришталик ока) за рахунок бета-випромінювання <sup>90</sup>Sr + <sup>90</sup>Y. У м'язовій тканині потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення буде на порядок меншою – 7,5 мкГр·год<sup>-1</sup>. На тому ж рівні потужність поглиненої дози буде також у печінці – 7,8 мкГр·год<sup>-1</sup>, однак з огляду на радіаційний зважуючий фактор альфа-випромінювання (20) по відношенню до бета- і гамма-випромінювання, ефект від поглиненої дози опромінення печінки риб може бути значно вищим, за рахунок альфа-випромінювання <sup>238-240</sup>Pu і <sup>241</sup>Am.

Оцінка поглинених доз внутрішнього опромінення організму риб в озері Глибоке показала, що отримані значення не перевищують рекомендовані міжнародними організаціями допустимі дози, що забезпечують збереження більше 95 % популяції риб (до 10 мГр·доба<sup>-1</sup>).

Після проведення оцінки поглинутих доз внутрішнього опромінення організмами риб у досліджуваних озерах, розраховано, що найбільшу поглинуту дозу в озері Бріт отримують окунь, лин і краснопірка, а найменшу – карась. У озері Глибоке найбільша поглинута доза характерна для таких видів риб як лин і карась, а найменша – для щуки і краснопірки. Основну роль у формуванні поглинутої дози в озері Бріт відіграє  $^{90}\text{Sr}$ , водночас як в озері Глибоке –  $^{137}\text{Cs}$ .

Також проведено розрахунки гранично допустимих концентрацій (ГДК)  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у водоймах ( $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ ), що встановлюються на основі параметрів метаболізму цезію та стронцію у риб залежно від вмісту у воді їх аналогів – кальцію [ $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ] та калію [ $\text{K}^{+}$ ,  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ], з метою неперевикнення встановлених гігієнічних нормативів за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у рибі (ДР-2006) з ймовірністю більше 95 %.

Встановлений тісний зв'язок між питомою активністю радіонуклідів в організмі риб і воді, з урахуванням концентрацій  $\text{K}^{+}$  і  $\text{Ca}^{2+}$ , дозволяє використовувати рибу як біоіндикатор радіоактивного забруднення водойм.

**Ключові слова:**  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , риби-біоіндикатори, радіоекологічний моніторинг, радіологічна ситуація, дози опромінення, поглинута доза, радіоактивне забруднення, Чорнобильська аварія.

## ANNOTATION

**Hrechaniuk M. O. Radioecological characteristics of natural water bodies in the Exclusion Zone.** The qualification scientific work on the rights of a manuscript.

Thesis for the Doctor of Philosophy degree in the speciality 101 “Ecology” (10 “Natural Sciences”). National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Kyiv, 2024.

The work was carried out at the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, at the Department of General Ecology, Radiobiology, and Life Safety of the Faculty of Plant Protection, Biotechnology and Ecology, and at the Ukrainian Research Institute of Agricultural Radiology.

The PhD thesis is on the determination of radioecological characteristics of water bodies of the Exclusion Zone in the long term based on modern methods for determining radioecological criteria that characterise the radiological situation of environmental objects due to their radioactive contamination. The experience of overcoming the consequences of the Chernobyl radiation accident has shown the importance of establishing exposure parameters for various biological objects, including flora and fauna. Due to the uncertainty of radiation doses to farm livestock, more than one hundred thousand animals were slaughtered; a ban was imposed on the use of large contaminated areas, including agricultural fields. In this work, much attention is paid to the methods that minimise errors in determining the level of radionuclide contamination of water bodies and doses to hydrobionts for radiation protection of the environment. Experimental studies were conducted in the Chernobyl Exclusion Zone test reservoirs – Lake Glubokoye, which has been the subject of research by many scientific institutions since the first years after the accident, and in an unnamed lake called Brit, which was discovered 20 years after the accident. Both lakes have different topography, levels of radioactive contamination, and environmental conditions, which makes it possible to compare results and improve models for determining radiological characteristics, including the formation of fish doses, to develop measures to protect environmental objects. This research included an

assessment of the levels of radioactive contamination of the water mentioned above bodies of the Chernobyl Exclusion Zone, distribution of radioactivity among the components of water bodies and, using modern methods of measuring the dose rate of exposure of aquatic organisms to radioactive water and bottom sediments, dynamics of radioactive contamination of fish. Based on the data obtained, the minimum levels of radioactive contamination of water in water bodies with a given uncertainty index for the content of radionuclides in fish were estimated using modern models and maximum permissible concentrations of radionuclides in water bodies were estimated.

Two consequential nuclear accidents over the past half-century ('Chornobyl' and 'Fukushima') have shown that uncertainties in setting dose criteria for environmental objects can lead to significant financial expenditures of the government aimed at restoration and rehabilitation of the territories, as well as to increased social tension in society and related psycho-emotional disorders in the state of health of the population. The construction of nuclear power plants is closely associated with water sources in the adjacent territories, so aquatic ecosystems in the immediate area of any NPP will always be critical regarding radioactive contamination of aquatic ecosystems and aquatic life, and as an additional source of public exposure. When deciding on the use of water bodies, it is necessary to promptly determine the criteria of radioecological status and establish safety levels for the ecosystem. Also, in the case of using water bodies for commercial purposes, it is necessary to predict the levels of radioactive contamination in fish production. To accomplish these tasks, the study used modern mapping software (QGIS), which allowed visualising the terrain and the distribution of radioactivity depending on the height of the research site not only within the reservoir but also identifying potential areas of the water intake basin of the specified reservoir from which radionuclides could be flushed into the reservoir. Using the data on the depths and locations of sampling points obtained during the sampling of bottom sediments, the software was used to georeference the points and create a map of the spatial distribution of depths of the study water body.

A prerequisite for assessing a radioactively contaminated area's radioecological state is to determine the formation dynamics and forecasting of absorbed radiation



doses to biological objects. One of the components of the study of the impact of external dose on living organisms is the measurement of the ambient equivalent dose of ionising radiation. Maps were created to determine the parameters of radioactive contamination of water bodies and reflect the formation of dose loads from various components of the radioactively contaminated ecosystem. The determination of the content of the main dose-forming radioactive isotopes in the components of water bodies revealed that the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the water of Lake Brit was  $1.5 \pm 0.3 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $72 \pm 9 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ , respectively, and was lower compared to the activity in Lake Glubokoye:  $4 \pm 1 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $100 \pm 10 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ . The average content of stable elements  $\text{K}^+$  and  $\text{Ca}^{2+}$  in the water of Lake Brit and Lake Glubokoye was  $2.0 \pm 0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $14 \pm 12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $1.2 \pm 0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $30 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , respectively. The difference in the concentration of stable “analogues” of radioactive elements led to a situation when the content of  $^{137}\text{Cs}$  in fish from Lake Brit was four times lower than in Lake Glubokoye, but the content of  $^{90}\text{Sr}$ , on the contrary, was 1.5 times higher. Accordingly, the internal exposure dose of fish in Lake Brit will be higher than Lake Glubokoye ( $5\text{--}10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ ) due to the main contribution of  $^{90}\text{Sr}$  to its formation. This study determined the spatial distribution of radionuclides in the profile, and the average absorbed dose rate of external radiation was estimated. At the sampling points, the average calculated and measured absorbed dose rate in the bottom sediments of Lake Brit varied within  $1.3\text{--}19 \mu\text{Gy h}^{-1}$  and was comparable to the internal dose to fish ( $5\text{--}15 \mu\text{Gy h}^{-1}$ ). It is reasonably proved that, given the migration of fish in the reservoir and the temporary presence of certain fish species in the bottom sediments in winter, internal doses will exceed external doses. The results confirm the high uncertainty in the assessment of external doses to organisms from sediments based only on measurements of the average activity concentration of radionuclides and percentage of dry weight in the entire sediment layer, without taking into account their vertical distribution profile and the residence time and spatial location of organisms relative to sediments in each particular reservoir.

The internal dose was estimated based on the measured values of activity concentration of radionuclides in different organs for fish weighing 1 kg and with the proportion: “length:height:width” = “1:0.2:0.1” using the dose coefficients

recommended by the ICRP. The results show that the highest internal absorbed dose rate is formed in bone tissue ( $77 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ) and adjacent organs (brain and spinal cord, kidneys, gills, eye lens) due to beta radiation  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ . The internal absorbed dose rate in muscle tissue will be lower ( $7.5 \mu\text{Gy h}^{-1}$ ). A small absorbed dose rate will also be in the liver –  $7.8 \mu\text{Gy h}^{-1}$ , but taking into account the weighting factor of alpha radiation (20) concerning beta and gamma radiation, the equivalent dose to the fish liver may be much higher due to alpha radiation of  $^{238-240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$ .

The assessment of absorbed internal doses of fish in Lake Hlyboke showed that the values obtained do not exceed the permissible dose rates recommended by international organisations, which ensure the preservation of more than 95 % of the fish population (up to 10 mGy-per day-1).

As a result of the assessments of absorbed doses by bioindicator fish in the studied lakes, it was calculated that the highest absorbed dose in Lake Brit is received by perch, tench and rudd, and the lowest by crucian carp, and in Lake Glubokoye, the highest absorbed dose is characteristic of such fish species as tench and crucian carp, and the lowest dose is for pike and rudd. The main role in forming the absorbed dose in Lake Brit is played by  $^{90}\text{Sr}$ , while in Lake Glubokoye – by  $^{137}\text{Cs}$ .

The maximum permissible concentrations (MPC) of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in water ( $\text{Bq l}^{-1}$ ) were also calculated, which are set based on caesium and strontium metabolism parameters in fish depending on the water content of calcium [ $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{mg l}^{-1}$ ] and potassium [ $\text{K}^{+}$ ,  $\text{mg l}^{-1}$ ] in order not to exceed the established hygienic standards for  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in fish (DR-2006) with a probability of more than 95 %.

The well-established close relationship between the concentration of radionuclides in fish and water, considering the concentrations of  $\text{K}^{+}$  and  $\text{Ca}^{2+}$  in water, allows fish to be used as a bioindicator of radioactive contamination of water bodies.

**Keywords:**  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , fish-bioindicator, radioecological monitoring, radiological situation, radiation doses, absorbed dose, 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. зроблено теоретичне обґрунтування щодо радіонуклідного забруднення озера Глибоке, проведено відбір та вимірювання зразків риби в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено аналіз отриманих результатів на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у карасях сріблястих. 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 у 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. визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб, проведено дослідження в лабораторних умовах, здійснено підготовку зразків риби до вимірювання, проведено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, проведено аналіз  $^{137}\text{Cs}$  накопичення при низьких температурах. 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, радіохімічне 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 у 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 підготовчі заходи для дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено прижиттєві вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб у польових умовах, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб в природних умовах, відбір та підготовка зразків до спектрометричних вимірювань, аналіз результатів щодо накопичення радіонуклідів у рибі. 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 та підготовку зразків для подальших вимірювань, здійснено аналіз залежності накопичення радіонуклідів в організмі риб від сезонних змін температурного режиму. 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 та підготовку зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  методом 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 науковому виданні,**

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

6. **Гречанюк М. О.**, Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Максін В. І., Кашпаров В. О. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього

опромінення риби в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2022. № 3 (97). (Гречанюком М. О. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, аналіз результатів, розраховано потужності поглинених доз внутрішнього опромінення органів риб згідно коефіцієнта МКРЗ для  $^{238-241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , підготовлено та написано 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. Павленко П. М. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Левчуком С. Є. підготовлено інфраструктуру для проведення дослідження, проведено калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. 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, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

7. **Гречанюк М. О.,** Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Максим В. І., Кашпаров В. О. Гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2022. № 5 (99). (Гречанюком М. О. проведено дослідження, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, проаналізовано можливість використання риби як біоіндикатора радіаційного забруднення водойм, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено

*з рештою співавторів висновки, підготовлено та написано статтю до друку відповідно до вимог видання. Кашпаровою О. В. здійснено аналіз отриманих результатів, проведено редагування статті. Павленко П. М. проведено аналіз отриманих результатів, проведено редагування статті. Левчуком С. Є. здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. 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, проаналізовано та систематизовано результати досліджень, статистичну обробку отриманих даних, визначено актуальність).*

**8. Гречанюк М. О.,** Голяка Д. М., Левчук С. Є., Павленко П. М., Теїєн Х.-К., Хауген Т. О., Максін В. І., Кашпаров В. О. *Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз. Бріт у Чорнобильській зоні відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2023. № 3 (103). (Гречанюком М. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, удосконалено пробовідбірник для одночасного відбору проб донних відкладень та вимірювання потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання у вертикальних профілях донних відкладень, вимірювання радіонуклідів методами гамма і бета спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Голякою Д. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Павленко П. М. здійснено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, радіохімічне виділення <sup>90</sup>Sr. Теїєном Х.-К. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. проведено*



аналіз отриманих результатів. Хаугеном Т. проведено аналіз отриманих результатів. Максим В. І. 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, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

### Тези наукових доповідей

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. Гречанюком М. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб).

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, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, їх аналіз та узагальнення результатів щодо накопичення  $^{137}\text{Cs}$  при низьких температурах).

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, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено експериментальні дослідження. Hrechaniuk M. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, проведено узгодження результатів висвітлених на постері. 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. Pavlenko P. M., Levchuk S. E., Yoschenko V. I., **Hrechaniuk M. O.**, Wada T., Kashparov V. O. Measures to reduce content of <sup>90</sup>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, здійснено 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. здійснено відбір та підготовку зразків риби, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб в природних умовах. Wada T. проведено аналіз та узагальнення результатів. Kashparov V. O. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

13. **Гречанюк М. О.**, Павленко П. М., Кашпаров В. О., Максін В. І. Визначення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів у водоймах зони ЧАЕС. Kyiv Conference on Analytical Chemistry: Modern Trends. 2022 С. 59–60. (Гречанюком М. О. проведено дослідження, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, проаналізовано можливість використання риби як біоіндикатора радіаційного забруднення водойм, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки,

*підготовлено та написано тези доповіді. Павленко П. М. проведено аналіз отриманих результатів, проведено редагування тексту. Кашпаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, проаналізовано та систематизовано результати досліджень, статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності).*

14. Гречанюк М. О. Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз. Бріт. 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 природо-користування України, м. Київ, 25 травня 2023 року: тези доповіді. Київ, 2023. С. 609–610.

15. **Гречанюк М. О.,** Голяка Д. М., Левчук С. Є., Павленко П. М., Теїєн Х.-К., Хауген Т. О., Максим В. І., Кашпаров В. О. Activity concentration of radionuclide and external dose rate in bottom deposits of Brit lake in the Chornobyl exclusion zone. Актуальні питання радіобіології-2023. Радіобіологічне товариство України. Житомир, 2023. С. 34 *(Гречанюком М. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, вдосконалено пробовідбірник для одночасного відбору проб донних відкладень та вимірювання потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання у вертикальних профілях донних відкладень, вимірювання радіонуклідів методами гамма і бета спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено тези доповіді до друку відповідно до вимог видання. Голякою Д. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Павленко П. М. проведено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, радіохімічне виділення <sup>90</sup>Sr.*

*Теіеном Х.-К. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Хаугеном Т. проведено аналіз отриманих результатів. Максіним В. І. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності. Кашипаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ І СКОРОЧЕНЬ</b>	24
<b>ВСТУП</b>	26
<b>РОЗДІЛ 1. ЧОРНОБИЛЬСЬКА КАТАСТРОФА ТА ЇЇ НАСЛІДКИ</b>	32
1.1. Радіоактивне забруднення території ЧЗВ	32
1.2. Радіоактивне забруднення водойм після аварії та на сьогоднішній день (вода, донні відкладення)	33
1.2.1. Радіоактивне забруднення риби в ЧЗВ	38
1.3. Риби, як референтні організми – біоіндикатори з точки зору радіаційного захисту навколишнього середовища	40
1.3.1. Дози опромінення риб в ЧЗВ	41
1.3.2. Радіобіологічні ефекти у риб внаслідок опромінення	44
1.4. Оцінка поглинених доз зовнішнього та внутрішнього опромінення риб	45
1.4.1. Відомі методи оцінок поглинених доз зовнішнього опромінення риб	48
1.4.1.1. Джерело випромінювання та об'єкт опромінення	48
1.4.1.2. Мішень – об'єкт опромінення	50
1.4.1.3. Дозові коефіцієнти МКРЗ від води і донних відкладень – Sr, Cs, Am	51
1.4.2. Внутрішні дози опромінення риб та методи її оцінок	53
1.4.2.1. Методи оцінок поглинених доз внутрішнього опромінення риб	53
1.4.2.2. Коефіцієнти переходу радіонуклідів в рибу в залежності від вмісту К і Са у воді	55
1.4.3. Співвідношення між питомими активностями радіонуклідів у різних органах і загалом у рибі	59
1.5. Радіоекологічний моніторинг	61
1.5.1. Величини невизначеності під час визначення радіоактивного забруднення риб	64

<b>Висновок до розділу 1</b>	65
<b>РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	67
2.1. Місця проведення досліджень в ЧЗВ	67
2.2. Опис методів радіоекологічного моніторингу в польових умовах	70
2.3. Радіоекологічне дослідження компонентів екосистеми водойм	71
2.3.1. Радіоекологічне дослідження водойм	71
2.3.2. Радіоекологічне дослідження риби	75
2.4. Вимірювання активності радіонуклідів у рибі, воді та донних відкладеннях	76
2.4.1. Авторадіографія тканин риб і донних відкладень	77
2.4.2. Оцінка поглинених доз рибами-біоіндикаторами	79
2.4.4.2. Методи оцінок поглинених доз внутрішнього опромінення риб	85
2.4.5. Математичний аналіз результатів	88
2.4.6. Статистична обробка результатів	90
<b>РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	91
3.1. Картограми	91
3.1.1. Вивчення структури придонних ділянок водойм	94
3.2. Рівні забруднення організму риби різних видів у досліджуваних водоймах за різного вмісту К і Са	97
3.3. Результати дослідження радіологічних характеристик придонних компонентів водойм	102
3.4. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке	119
3.5. Оцінки поглинених доз рибами у досліджуваних водоймах	126
3.6. Кореляційні зв'язки між потужністю поглинутої дози опромінення і показниками крові риб	142
<b>Висновки до розділу 3</b>	146
<b>РОЗДІЛ 4. АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	149

<b>ВИСНОВКИ</b>	153
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ</b>	156
<b>ДОДАТКИ</b>	172

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ І СКОРОЧЕНЬ**

АЕС – атомна електростанція;

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електрична станція;

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження;

ПДРЕЗ – Поліський державний радіаційно-екологічний заповідник;

МКРЗ – Міжнародна комісія з радіаційного захисту;

МАГАТЕ – Міжнародне агенство з ядерної енергії;

БПЛА – безпілотний літальний апарат;

ДГО – додаткове гостре опромінення;

ПАЕД – потужність амбієнтного еквівалента дози, мкЗв год<sup>-1</sup>;

ППД – потужність поглиненої дози, мкГр год<sup>-1</sup>;

ГДК – гранично допустима концентрація;

МДА – мінімально детектована активність;

Гр – одиниця вимірювання поглинутої дози іонізуючого випромінювання, доза випромінювання, за якої опроміненій речовині масою один кілограм передається енергія один джоуль будь-якого іонізуючого випромінювання;

Зв – одиниця вимірювання еквівалентної дози іонізуючого випромінювання, еквівалентна доза будь-якого виду випромінювання, поглиненої одним кілограмом біологічної тканини;

<sup>137</sup>Cs – радіоактивний ізотоп цезій-137;

<sup>90</sup>Sr – радіоактивний ізотоп стронцій-90;

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

кБк·м<sup>-2</sup> – одиниця щільності забруднення, кілобеккерель на квадратний метр;

Бк·кг<sup>-1</sup>, л<sup>-1</sup> – одиниця питомої активності, Беккерель на кілограм, літр;

*KH (CF or CR)* – коефіцієнтів накопичення, співвідношення питомої активності радіонукліду в рибі (тканині риби) за природньої вологості до питомої активності радіонукліду у воді (Бк кг<sup>-1</sup>) (Бк л<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>;



$T_{eff}$  – ефективний період напівзменшення радіонукліда в рибі/тканині риб, час, що необхідний для зменшення активності/питомої активності радіонукліда в рибі у 2 рази, днів/років;

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

$D^{ext}$  і  $D^{int}$  – зовнішня і внутрішня поглинута доза опромінення, мкГр;

$A_{i,n}$  – питома активність  $i$ -го радіонукліда в  $n$ -й локації (воді ( $n=1$ ) або донних відкладеннях ( $n=2$ )), Бк кг<sup>-1</sup>;

$t_n$  – час перебування риби в  $n$ -й локації протягом року, година;

$k_b$  – 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 кісток;

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

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

**Обґрунтування вибору теми дослідження.** Внаслідок техногенних аварій на атомних електростанціях та випробовування ядерної зброї різної потужності, відбулося потужне радіоактивне забруднення навколишнього середовища штучними радіонуклідами. Відомо, що АЕС оточені водними об'єктами, що слугують ставками охолоджувачами і стають критичними екосистемами, зокрема з точки зору радіоактивного забруднення гідробіонтів. Аварії на Чорнобильській АЕС та АЕС Фукусімі-1 спричинили зростання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  в рибі, яка сягала сотень  $\text{кБк кг}^{-1}$ , що значно перевищувало допустимі рівні [1, 2, 3, 4, 5, 6].

Такі обставини спонукали науковців з усього світу досліджувати вплив іонізуючого випромінювання на різні компоненти довкілля. З часів інтенсивного забруднення навколишнього середовища штучними радіонуклідами (наробіток ядерних матеріалів, бомбардування японських міст Хіросіми і Нагасакі, ядерних випробувань (1945–1963), аварій на АЕС і підприємствах ядерного циклу (Уіндскейл – 1957; Киштим – 1957; Тримайл-Айленд та ін.)), накопичено великий науковий досвід з вивчення закономірностей розповсюдження і міграції радіонуклідів у ґрунтах, лісових екосистемах і відповідних трофічних ланцюгах. Водночас питання радіаційної безпеки у водних екосистемах викликають дискусії та потребують уточнень для коректної оцінки впливу. Радіонукліди, що надходять у водойми, швидко включаються у біогеохімічний цикл і мігрують, найбільш ефективно накопичуються верхніми трофічними рівнями, зокрема людиною. До раціону харчування людини можуть входити різні види тканин гідробіонтів, котрі мають різну схильність до накопичення радіонуклідів [7]. Найпоширенішим гідробіонтом, що становить важливу частину раціону людини, є риба, споживання якої місцевим населенням може бути основним джерелом його внутрішнього опромінення [1]. У зв'язку з цим встановлення ГДК у воді  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , яке гарантує не перевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у рибі, є вкрай важливим для радіаційного захисту населення. Відомо, що певні радіонукліди мають схильність до накопичення у різних органах і тканинах

живих організмів. Яскравим прикладом є розподіл  $^{90}\text{Sr}$  та інших кальцієвих аналогів, що депонуються у кістковій тканині та обумовлює формування додаткових високих доз опромінення кісткової тканини. Актуалізують дане питання вищезгадані особливості накопичення радіонуклідів в екосистемах, що підпадають під вплив радіонуклідного забруднення внаслідок надзвичайних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу [8, 9, 10]. Питома активність таких радіологічно значущих радіонуклідів у рибі, як радіоізотопи цезію і стронцію, у сотні й тисячі разів можуть перевищувати питому активність даних радіонуклідів у воді, що дає змогу за вмістом їх у рибі визначити навіть незначні рівні забруднення у воді без відбору великих об'ємів води і проведення подальшого концентрування [11].

У крайніх публікаціях Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ), риба розглядається як референтний об'єкт для радіаційного захисту навколишнього природного середовища, у зв'язку з цим актуальним є прогнозування рівнів радіонуклідного забруднення риби для оцінки поглинених доз її опромінення і прояву біологічних ефектів у водних екосистемах [12]. Для зменшення невизначеності в оцінці рівнів радіонуклідів у їстівних тканинах було запропоновано використовувати стандартизовані підходи [13]. Дані підходи є загальними для біологічних об'єктів різних екосистем. Гідробіоти, зокрема риби, мають певні особливості поведінки (місця перебування у певний період онтогенезу, зміна раціону в залежності від періоду року та ін.). Тобто є нагальна потреба у вдосконаленні моделей прогнозування процесу формування доз опромінення риби в цілому і її окремих органів. Щоб гарантувати, що дослідження риб-біоіндикаторів надають точну та значущу інформацію, необхідно покращувати наявні методики, використовувати сучасні технології вимірювання радіаційного опромінення та адаптувати досвід інших галузей наук під потреби радіоекологічного моніторингу. За допомогою сучасних технологій маємо можливість охопити ширший спектр можливостей у дослідженнях для охоплення більшої кількості факторів, що впливають на формування доз опромінення риб, як одного з основних індикаторів впливу

іонізуючого опромінення у водних екосистемах, а також зменшення похибок під час проведення радіоекологічного моніторингу.

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

Дисертацію виконано в рамках науково-дослідних робіт: № 110/1-пр-2019 «Встановлення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів в водоймах на основі метаболізму цезію та стронцію» (номер державної реєстрації 0119U100844); № 110/1-пр-2022 «Наукове обґрунтування та розробка нових заходів по зменшенню радіоактивного забруднення риби  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ » (номер державної реєстрації 0122U001794); № 110/6-пр-2024 «Наукове обґрунтування використання гексаціанофератів в кормах для зменшення радіоактивного забруднення риби після застосування ядерної зброї» (номер державної реєстрації 0124U001260), та 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 у 2020–2021 рр. у рамках проєкту НФДУ № 93/02.2020 «Закономірності впливу хронічного іонізуючого випромінювання на референтні організми рослин і тварин в екосистемах Чорнобильської зони відчуження».

**Мета та завдання дослідження.** Мета дослідження полягає в отриманні, за рахунок використання сучасних підходів до радіоекологічного моніторингу водойм, детальних радіологічних характеристик компонентів природних водойм зони відчуження для оцінки поглинених доз іонізуючого опромінення. Для досягнення мети було поставлено такі завдання:

- визначити радіаційну ситуацію на експериментальних водоймах, включаючи компоненти водної екосистеми і прилеглої території;
- дослідити розподіл потужності поглиненої дози іонізуючого опромінення по вертикальному профілю донних відкладень;
- визначити потужності поглинутої дози зовнішнього і внутрішнього опромінення риб у досліджуваних водоймах на основі радіологічних характеристик компонентів водойм і особливостей поведінки різних риб залежно від періоду року;

- оцінити мінімальні рівні радіоактивного забруднення води у водоймах із заданим показником невизначеності за вмістом радіонуклідів у риби;
- оцінити можливість використання показників питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риби як біоіндикатора радіоактивного забруднення води;
- встановити гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах для неперевикнення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у риби.

Об'єкт дослідження – закономірності формування радіоекологічної ситуації на прикладі двох водойм ЧЗВ і доз зовнішнього та внутрішнього опромінення риб.

Предмет дослідження – вміст радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  і  $^{154}\text{Eu}$ ) у компонентах водойм, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риб, потужність поглинутих доз зовнішнього і внутрішнього опромінення риб.

**Методи дослідження.** Відповідно до завдань застосовувались загальнонаукові та спеціальні методи досліджень. Польові методи включали: проведення радіоекологічної оцінки радіоактивного забруднення водойм та прибережних територій Чорнобильської зони відчуження; метод аерофотознімання; відбір тканин риб за міжнародним протоколом відбору проб EMERGE для визначення рівнів радіоактивного забруднення риб у досліджуваних водоймах. Також застосовувалися методи вимірювання 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); методи оцінки поглинутих доз опромінення. Математично-статистичні методи для статистичної оцінки результатів досліджень.

**Наукова новизна отриманих результатів** полягає у такому:

*вперше* запропоновано сучасні методи радіоекологічного моніторингу водойм для зменшення невизначеності оцінок рівнів їх радіонуклідного забруднення, а також доз зовнішнього і внутрішнього опромінення риби у прісноводних екосистемах для цілей радіаційного захисту навколишнього середовища;

*удосконалено методологію проведення оцінки радіоактивного забруднення прісноводних водойм, донних відкладень і риби на прикладі водойм Чорнобильської зони відчуження з метою зменшення невизначеностей результатів радіоекологічного моніторингу водних екосистем.*

**Практичне значення отриманих результатів** полягає у розробленні сучасних методів радіоекологічного моніторингу водойм у Чорнобильській зоні відчуження. Проведено оцінку радіоактивного забруднення водойм у ЧЗВ, а саме в озерах Бріт і Глибоке. Також досліджено ортофотоплан та ізолінії висот, визначено ймовірні місця змиву радіонуклідів. Визначено рівні радіоактивного забруднення риби у досліджуваних водоймах. Використано сучасні методи вимірювання потужності поглинутої дози від донних відкладень, шляхом одночасного вимірювання потужності амбієнтного еквіваленту дози у профілях донних відкладень, та відбору зразків у досліджуваних водоймах. Визначено дози зовнішнього і внутрішнього опромінення риби у досліджуваних водоймах з метою радіаційного захисту навколишнього середовища. Встановлено мінімальні рівні оцінки радіоактивного забруднення води у водоймах за різного вмісту калію і кальцію із заданим показником невизначеності за вмістом радіонуклідів у рибі. За різного вмісту калію і кальцію встановлено гранично допустимі концентрації радіонуклідів у воді для забезпечення неперевищення допустимого вмісту  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у рибі відповідно до ДР-2006.

**Особистий внесок здобувача.** Дисертація є самостійно виконаною науковою працею, у якій викладено авторський підхід до оцінки радіоактивного забруднення прісноводних водойм з метою зменшення невизначеностей результатів радіоекологічного моніторингу водних екосистем. Наукові результати, представлені в дисертації, розроблені автором особисто. З наукових публікацій, виданих у співавторстві, у роботі використано лише ті положення, які становлять особистий внесок автора, про що зазначено в переліку публікацій.

**Апробація матеріалів дисертації.** Основні науково-теоретичні та практичні результати дисертації доповідалися та обговорювалися на: VIII Міжнародній науковій конференції молодих вчених «Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»

(м. Харків, 2020 р.); I Міжнародній науково-практичній конференції «Chornobyl: Open Air Lab» (м. Чорнобиль, 2021 р.); IX Міжнародній науковій конференції молодих вчених «Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» (м. Харків, 2021 р.); 9th Annual Symposium of Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University (м. Фукушіма, 2023 р.); Міжнародна науково-практична конференція «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу» (м. Київ, 2023 р.); The 8th Congress of Ukrainian Radiobiological Society with international participation (м. Житомир, 2023 р.).

**Публікації.** Основні положення дисертаційного дослідження викладено у 15 наукових працях, з яких 5 статей 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, 3 статті у наукових виданнях, включених до Переліку наукових фахових видань України, 7 тез наукових доповідей.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертація складається з анотації, вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Загальний обсяг роботи становить 184 сторінку, дисертація містить 20 таблиць, 48 рисунків та додаток. Список використаних джерел налічує 134 найменування.

## ЧОРНОБИЛЬСЬКА КАТАСТРОФА ТА ЇЇ НАСЛІДКИ

## 1.1. Радіоактивне забруднення території ЧЗВ

Внаслідок техногенної аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року стався викид радіонуклідів в атмосферу з наступним радіоактивним забрудненням навколишнього середовища. За інформацією МАГАТЕ понад 200 тис. км<sup>2</sup> Європи були забруднені <sup>137</sup>Cs понад 40 кБк м<sup>-2</sup> [1]. Ця аварія призвела до утворення найбільш радіоактивно забрудненої у світі території – Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) [14, 15]. Під час аварії <sup>90</sup>Sr переважно викидався у складі паливних частинок [16, 17]. Через високу щільність паливних частинок, яка становить 8–10 г см<sup>-3</sup>, та відповідно високу швидкість їх гравітаційного осідання, ці частинки здебільшого осіли на території, що безпосередньо прилягає до ЧАЕС [14, 15]. Відношення забруднення радіоактивними ізотопами <sup>90</sup>Sr до <sup>137</sup>Cs на території, що знаходиться в межах 10 кілометрів від ЧАЕС, відрізняється не більш ніж удвічі [18, 19]. У взаємодії між ґрунтом та рослинами, <sup>90</sup>Sr характеризується більшою мобільністю та біодоступністю порівняно з <sup>137</sup>Cs. Внаслідок цього, на більшій частині території Чорнобильської зони відчуження, вміст <sup>90</sup>Sr у рослинності та в закритих водоймах (окрім охолоджувального ставка Чорнобильської АЕС) є вищим за рівень забруднення <sup>137</sup>Cs [20, 21, 22, 23]. Підвищені рівні забруднення води радіонуклідом <sup>137</sup>Cs у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС були спричинені зливом цього радіонукліда під час робіт з ліквідації аварії у 1986 році [24].

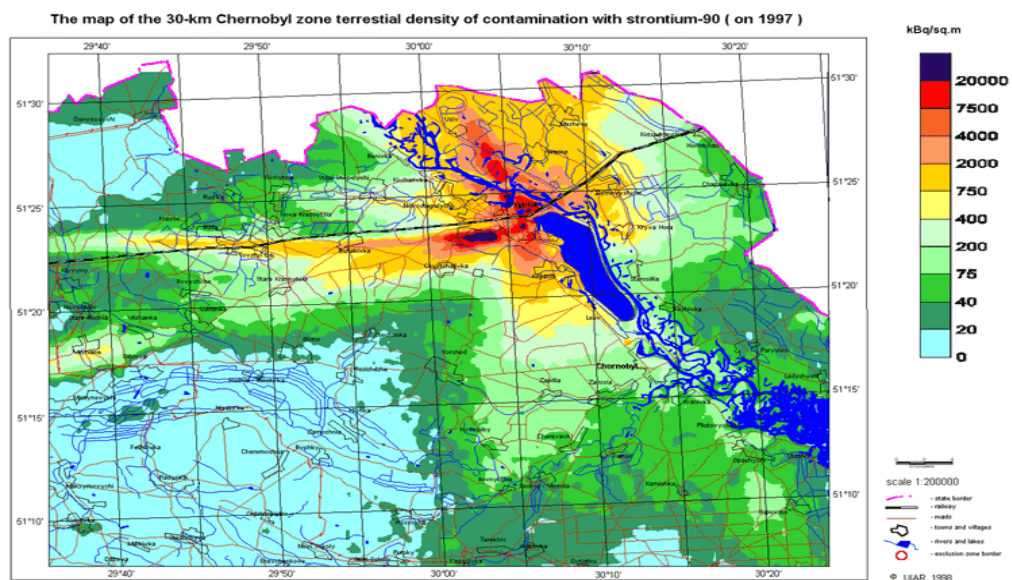
З часом паливні частинки почали розчинятися, відбувалося вилуговування <sup>90</sup>Sr з них, що призвело до переходу цього радіонукліда в мобільний стан і його подальшого включення в біогеохімічний кругообіг [17]. Що зі свого боку призводить до зростання концентрації <sup>90</sup>Sr у воді, яка наразі перевищує питому активність <sup>137</sup>Cs [25].



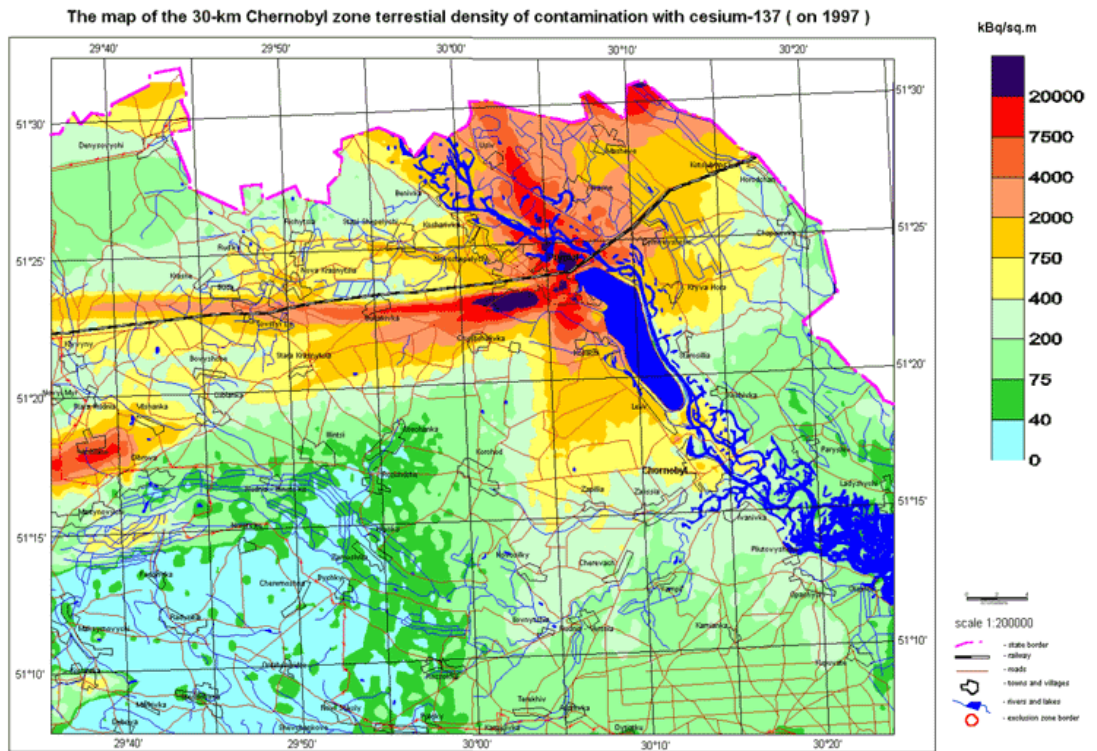
З моменту катастрофи і донині ЧЗВ стало великим полігоном де науковці з різних куточків світу досліджують наслідки катастрофи та вплив радіонуклідного забруднення на довкілля, шукаючи шляхи вирішення наслідків подібних забруднень. На території ЧЗВ проводилось велика кількість досліджень щодо проявів радіобіологічних ефектів у референтних організмах, які потребують коректної оцінки поглинених доз опромінення [26, 27, 28, 29, 30].

## 1.2. Радіоактивне забруднення водою після аварії та на сьогоднішній день (вода, донні відкладення)

Чорнобильська АЕС розташована у північній частині України, на березі річки Прип'ять, що впадає в Київське водосховище [31]. Територія Чорнобильської зони відчуження характеризується різним рівнем радіонуклідного забруднення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 1.1) та нерівномірним просторовим розподілом [14, 15, 19, 32].



а



б

Рис. 1.1. Щільність забруднення території ЧЗВ  $^{90}\text{Sr}$  (а) і  $^{137}\text{Cs}$  (б) [14]

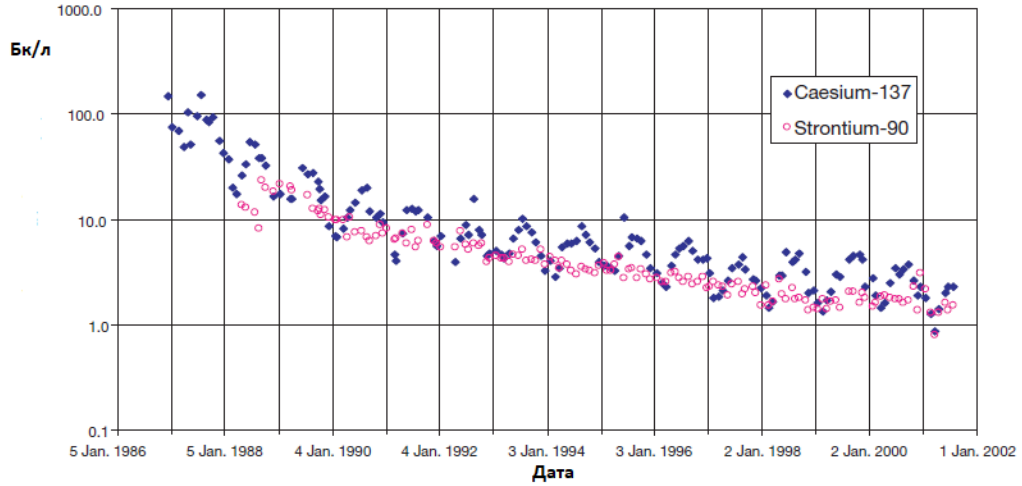
Радіонукліди, що надходять у водойми, беруть участь у біогеохімічних циклах і, мігруючи, найбільш ефективно накопичуються верхніми трофічними рівнями, які в більшості прісноводних екосистем займають риби. Ці процеси набувають особливої актуальності на територіях, які зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення внаслідок надзвичайних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу [8, 10].

За перші роки після Чорнобильської аварії у водоймах ЧЗВ питома активність радіонуклідів, за рахунок процесів їх сорбції та надходження в донні відкладення, зменшилася більш ніж на порядок величини (рис. 1.2). Протягом останніх 20 років вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді закритих водойм ЧЗВ зменшується, переважно за рахунок радіоактивного розпаду радіонуклідів (рис. 1.2(б)) і, наприклад, в озері Глибоке залишається на рівні відповідно 50–100 Бк/л і 2–8 Бк/л [35]. Водночас спостерігається сезонні зміни питомої активності радіонуклідів у воді протягом року [33].

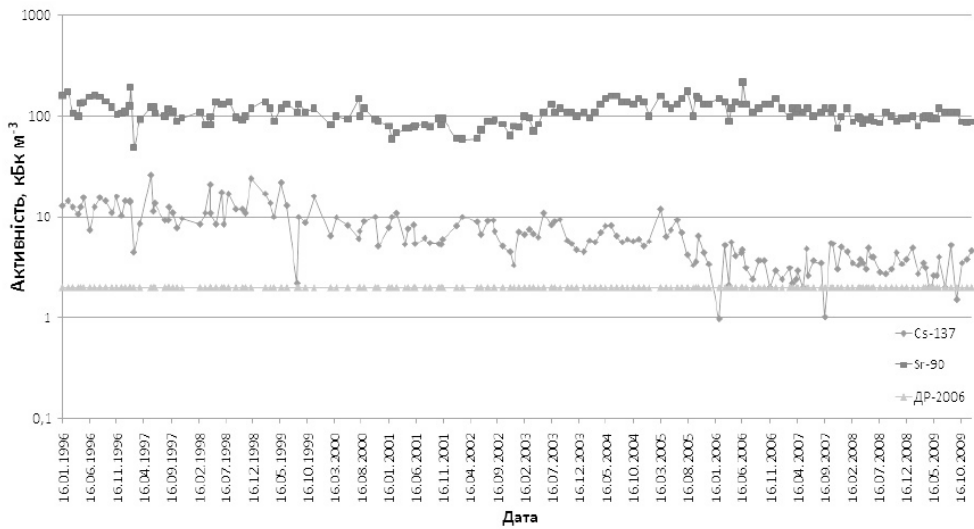
За питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді озера Глибоке в 1998–2003 рр. відповідно 74–120 Бк/л і 6–14 Бк/л, питома активність трансуранових елементів

була значно нижчою і становила для  $^{238}\text{Pu}$  близько 5 мБк/л,  $^{239-240}\text{Pu}$  – 11 мБк/л і  $^{241}\text{Am}$  – 6 мБк/л [34].

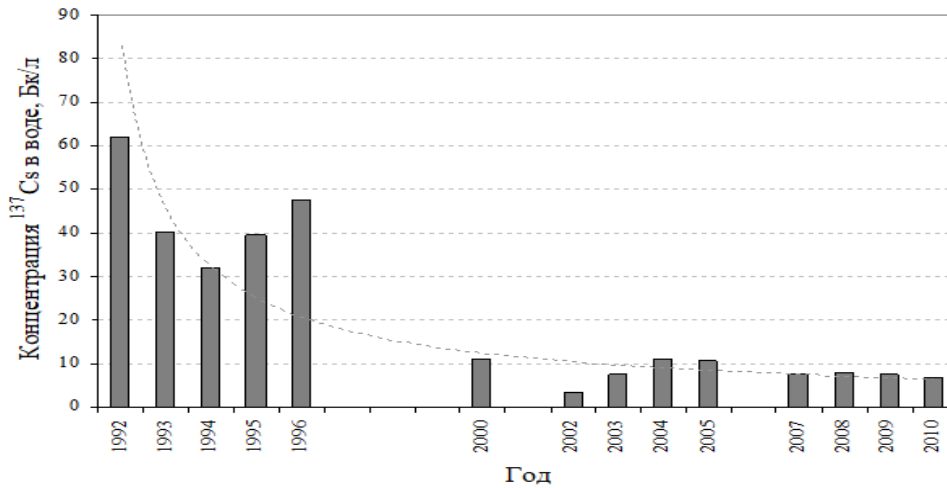
Екологічний період напівзменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді закритих водойм після Чорнобильської аварії становив відповідно 8–19 і 21–28 років [46].



а



б



В

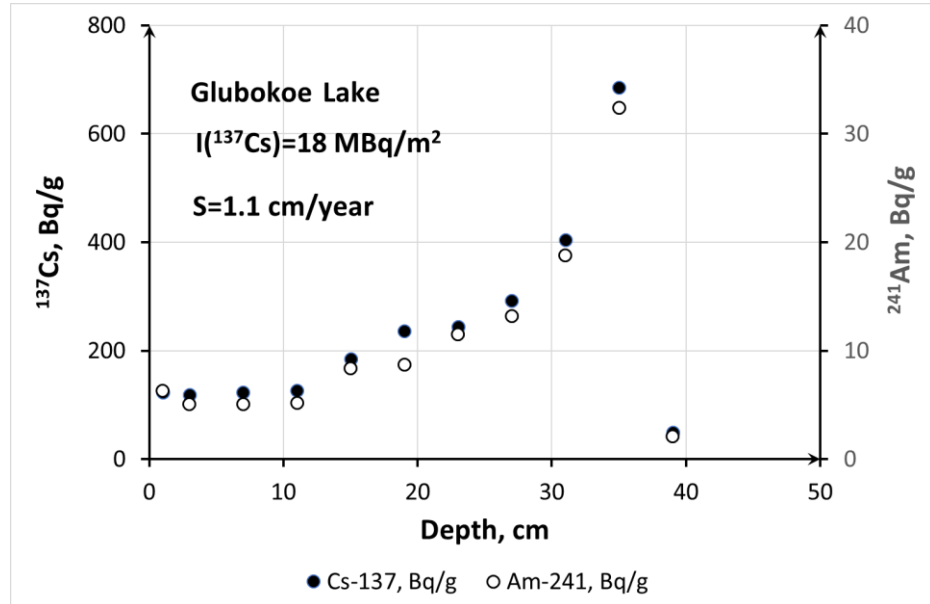
Рис. 1.2. Динаміка вмісту радіонуклідів у ставку-охолоджувачі ЧАЕС (а) [1, 35], озері Глибокому (б) [35] і озері Персток ПДРЗ (в) [88]

Одним з основних місць накопичення радіонуклідів у водних екосистемах є донні відкладення, що зумовлює зовнішнє опромінення живих організмів на радіоактивно забруднених територіях. Забруднення донних відкладень  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  закритих водойм сильно змінюється в залежності від глибини через перерозподіл радіонуклідів (табл. 1.1). Завдяки цьому формується вертикальний профіль вмісту радіонуклідів у донних відкладеннях з максимальною величиною питомої активності на момент аварії в 1986 році (рис. 1.3).

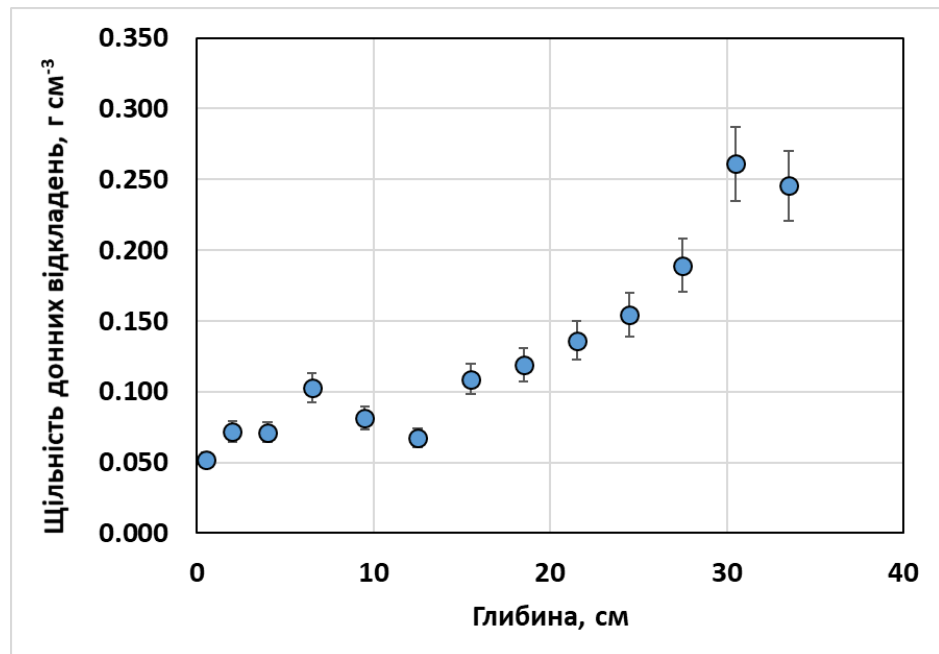
Таблиця 1.1

**Питома активність радіонуклідів у повітряно сухих донних відкладеннях озера Глибоке на різних ділянках, кБк  $\text{кг}^{-1}$  [55]**

Радіонуклід	Параметр	Зимувальні ями	Нерестовища	Місця нагулу
$^{90}\text{Sr}$	Середнє±std	94±24	2,6±0,6	20±5,0
	Діапазон	20–124	0,2–5,6	1,5–22,8
$^{137}\text{Cs}$	Середнє±std	1118±186	26±4	200±29
	Діапазон	124–1218	13–89	13–360



а



б

Рис. 1.3. Вертикальний розподіл питомої активності (DM) довгоживучих радіонуклідів у донних відкладах озера Глибоке (2018) (а) та щільність донних відкладень озера Глибоке (2016) (б) [38]

Примітки: I – поверхнева питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладах; S – швидкість осідання [37].

Швидкість формування донних відкладень в озері Глибоке на більш глибоких ділянках становила близько 1 см за рік. Питома активність радіонуклідів у верхньому 10-сантиметровому шарі сухих донних відкладень

стабільна (відкладення радіонуклідів протягом останніх 10 років (рис. 1.3 (а), коли їх концентрація у воді практично не змінювалася). Водночас питома активність радіонуклідів у зазначеному поверхневому шарі 0–30 см, за природньої вологості, буде змінюватись з глибиною, через зменшення кількості води в донних відкладеннях – у 20–40 разів буде менше за питому активність сухих донних відкладень (рис. 1.3 (б)) [38, 39, 40]. Це свідчить про постійність радіоактивного забруднення як кормової бази, води, так і самої риби у закритих водоймах ЧЗВ протягом останнього десятиліття.

### **1.2.1. Радіоактивне забруднення риби в ЧЗВ**

Радіоекологічні дослідження в ЧЗВ розпочалися вже в перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС і переважно були присвячені особливостям накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у рибі з водойми-охолоджувача ЧАЕС та річки Прип'ять [1]. Вивчення екосистеми повільно текучих і закритих водойм на правобережних і лівобережних заплавах річки Прип'ять (Яновський і Усівський затони, озера Глибоке, Далеке і Вершина), що характеризуються найвищими рівнями забруднення радіонуклідами, в перші роки аварії були фрагментарними (рис. 1.4) [41, 42]. Ці дослідження охоплювали ряд природних резервуарів ЧЗВ, окрім аналізу питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в тканинах риб, проводились вимірювання  $^{90}\text{Sr}$ , підвищена міграційна здатність і біодоступність якого є причиною того, що він стає основним дозоутворюючим радіонуклідом для біоти закритих водних об'єктів ЧЗВ [43].

Експериментальні дані щодо забруднення водних організмів радіонуклідами в річках біля Чорнобильської АЕС та ЧЗВ існують з середини літа 1986 року [44]. У перші роки після аварії відбувалося швидке зменшення вмісту радіонуклідів у рибі, що подібно до динаміки радіоактивності у воді, яка стабілізувалось через 10 років після аварії.

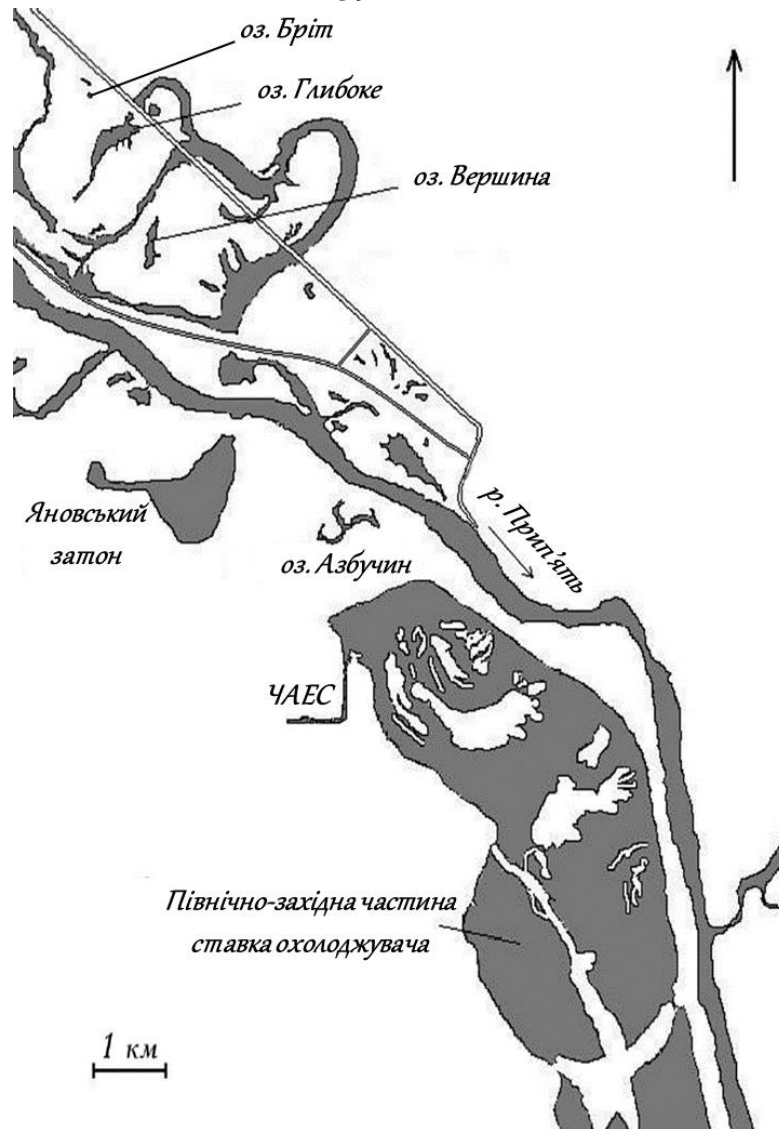


Рис. 1.4. План-схема полігонних водойм ЧЗВ [45]

За оцінками МКРЗ, на сьогоднішній день дози опромінення водної біоти у водоймах ЧЗВ значно перевищують безпечні допустимі рівні. Каглян О. Є разом із співаторами у своїй роботі [54] зазначають, що найбільша питома активність основних дозоутворюючих радіонуклідів ( $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ ) у рибі спостерігалась в озерах Азбучин, Вершина та Глибоке і становила:  $^{90}\text{Sr}$  – 2–148 кБк  $\text{кг}^{-1}$ ;  $^{137}\text{Cs}$  – 1–32 кБк  $\text{кг}^{-1}$ . Питома активність радіонуклідів у рибі вищезгаданих озер у період 2010–2018 років перевищувала допустимі рівні, що прийняті в Україні [50] для рибної продукції – у 58–4245 разів для  $^{90}\text{Sr}$  та у 6–212 разів для  $^{137}\text{Cs}$ .

Швидкий екологічний період півзменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в рибі після Чорнобильської аварії становив 0,3–3 роки і на нього припадала більша частина

(81–98 %). Водночас повільний екологічний період півзменшення становив 3–10 років [45, 47]. Екологічний період півзменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у срібному карасі і коропі після Киштимської аварії в 1960–1992 роках становив 5–6 років [46].

Відмічено, що накопичення  $^{137}\text{Cs}$  хижими рибами набагато інтенсивніше, ніж «мирними» видами риб, а  $^{90}\text{Sr}$  – повільніше [2]. Отже, коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  з води у риб-хижаків і в «мирних» видах риб будуть значно відрізнятись [9, 48].

### **1.3. Риби, як референтні організми – біоіндикатори з точки зору радіаційного захисту навколишнього середовища**

Міжнародна комісія з радіологічного захисту є визнаною організацією у створенні керівних принципів і рекомендацій щодо радіологічного захисту. У своїх зусиллях з моніторингу та оцінки впливу радіоактивності на навколишнє середовище МКРЗ визнають рибу як референтний організм для моніторингу прісноводних екосистем [49].

МКРЗ рекомендує використовувати рибу як референтний вид завдяки унікальним властивостям, які роблять її чудовим біоіндикатором для визначення радіоактивності навколишнього середовища. Риби живуть у різноманітних водних середовищах і можуть накопичувати радіонукліди з різних джерел. За допомогою відбору проб риби можна ідентифікувати наявність радіонуклідів у водних екосистемах. Ця характеристика дозволяє використовувати рибу як біоіндикатор змін рівнів радіоактивності у водних екосистемах.

Допустимі концентрації  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у питній воді згідно з ДР-2006 для населення складають  $2 \text{ Бк л}^{-1}$  [50] та НРБУ-97 [51]  $100$  і  $10 \text{ Бк л}^{-1}$ . За таких рівнів вмісту радіонуклідів у воді питома активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в рибі в сотні і тисячі разів може перевищувати допустимі рівні вмісту радіонуклідів у мороженій та свіжій рибі в Україні відповідно  $150 \text{ Бк кг}^{-1}$  і  $35 \text{ Бк кг}^{-1}$  [6, 50, 21, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58].



### 1.3.1. Дози опромінення риб в ЧЗВ

Основним параметром впливу на біологічний організм є доза опромінення іонізуючою радіацією, тому визначення цього параметру обов'язкове для прогнозування безпечного існування біоти (екосистеми тощо). Вивчаючи результати попередніх досліджень щодо формування доз опромінення риб у післяаварійний період за допомогою інструментів моделювання, автори [59] встановили процеси перерозподілу чорнобильських радіонуклідів у компонентах водного середовища та їх накопичення у водних організмах, що дозволило реконструювати потужності доз опромінення риби в озері Глибоке у 1986 році. Протягом перших двох тижнів після аварії величина сумарної потужності дози опромінення риби зростала і формувалася переважно за рахунок  $^{131}\text{I}$ , сумарний внесок якого становив 60–70 %. Проте інформація про коефіцієнти переходу в цій роботі дещо завищені порівняно із роботою [60]. Аналіз коефіцієнтів переходу  $^{129}\text{I}$  з води у прісноводні види риб, проведений у Фукусімській та Чорнобильській зонах відчуження, дає змогу зрозуміти поведінку радіоізотопів йоду в навколишньому середовищі та їх вплив на водне середовище.

Отримана авторами після Чорнобильської аварії [59] максимальна потужність поглиненої дози становила близько  $250 \text{ мГр д}^{-1}$ . Інтенсивне зниження потужності дози відбувалось протягом наступних місяців і досягала значення  $130 \text{ мГр д}^{-1}$  до листопада 1986 року. Протягом 6 місяців після аварії відносний внесок у потужність поглинутої дози на рибу від  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{134}\text{Cs}$  зростав, тому що потужність дози від інших короткоживучих радіонуклідів швидко зменшувалась після досягнення максимального значення. За перші 6 місяців після аварії поглинута доза хижими рибами в озері Глибоке оцінювалася в 27–81 Гр. Значення поглиненої дози сумарного опромінення риби відповідали  $\text{LD}_{50}$  для представників іхтіофауни, що могло призвести до загибелі найбільш радіочутливих особин, хоча слід зазначити, що  $\text{LD}_{50}$  відноситься до гострого опромінення за короткий період часу. Важливо зазначити, що під час оцінки доз опромінення риби в перші роки після аварії [59]

використовували вкрай консервативний підхід. Це було пов'язано з тим, що не враховували фізико-хімічні форми радіоактивних випадів та їх поведінку у водних екосистемах. Також не враховувались і вкрай високі коефіцієнти переходу йоду в рибу, які перевищували значення, отримані іншими авторами [21, 60].

Сьогодні рівні потужності доз опромінення біоти у водоймах ЧЗВ суттєво перевищують безпечні допустимі рівні встановлені МКРЗ. Каглян О. Є разом із співавторами у своїй роботі [55] зазначають, що найбільші зафіксовані потужності поглинутої дози у водоймах ЧЗВ отримують аборигенні риби – линь (53–131 мкГр г<sup>-1</sup>) та карась (36–110 мк Гр г<sup>-1</sup>). Автори зазначають, що зовнішнє опромінення риб у водоймах ЧЗВ обумовлено депонуванням у донних відкладеннях водою <sup>137</sup>Cs, внесок якого в загальну потужність поглинутої дози для риб у досліджуваних озерах становить 64–96 %. До того ж внесок зовнішнього опромінення, який отримують риби в зимувальних ямах, закритих та умовнопроточних водою ЧЗВ у холодний період року, складає 43–92 % загальної річної дози.

<sup>137</sup>Cs переважно присутній у м'язових тканинах карасів сріблястих (у діапазоні 37–77 %) і рівномірно розподіляється між іншими органами та кістковою тканиною (3–13 %), лускою (3–13 %), плавниками (3–11 %), головою (5–19 %) і внутрішніми органами (2–14 %) [52].

Згідно із дослідженням [52] відносний вміст <sup>137</sup>Cs у різних органах і тканинах сріблястого карася в озері Глибоке у 2001 і 2006 роках показав такі значення: у скелетній тканині – 23–26 %, м'язовій тканині – 55–67 %, внутрішніх органах – 5–7 %, лусці – 3–7 %, шкірі – 2–3 %.

Питома активність <sup>137</sup>Cs у м'язовій тканині виявилася у 1,2–1,5 раза вищою ніж загалом у всьому організмі риби, водночас питома активність <sup>90</sup>Sr у кістковій тканині була в 1,7–2,6 раза вищою ніж загалом у всьому організмі риби [52]. Ці відмінності можуть впливати на точність обчислень коефіцієнтів накопичення і формування, дози опромінення окремих органів, оскільки дані представлені як окремі вимірювання концентрації <sup>137</sup>Cs у м'язових тканинах та / або загалом у тушці риби [95, 41].

$^{90}\text{Sr}$ , як хімічний аналог кальцію, переважно накопичується в органах та тканинах риби, які містять кальцій, наприклад луска, плавці і кісткова тканина. Ці частини становлять 23–37 % маси тіла і припадають на 92–97 % загальної кількості  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риби [52, 61]. Накопичення у лусці, залежно від вмісту кальцію, може становити від 6 % до 62 % від загальної кількості  $^{90}\text{Sr}$  в тілі риби [62].

Згідно з дослідженням Д. І. Гудкова [52], відносний вміст  $^{90}\text{Sr}$  в різних органах і тканинах сріблястого карася в озері Глибоке в 2001 і 2006 роках має такі значення: у скелеті – 53–61 %, лусці – 38–39 %, зябрах – 3,5 %. У м'язовій тканині, шкірі і внутрішніх органах вміст  $^{90}\text{Sr}$  відповідно становить лише 0,4–4,0 %, 0,2–0,5 % і 0,3–0,6 %. Водночас співвідношення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині і рибі змінюється від 1,7 до 2,6 разів, залежно від її розмірів, маси та особливостей водойм. Вищезгадані відмінності здатні впливати на точність обчислень коефіцієнтів накопичення і доз опромінення риби загалом або окремих органів, оскільки дані подаються у вигляді окремих вимірювань концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в цілій рибі та / або кістках для сухої або вологої маси [41, 63].

Також слід зазначити, що практично половина активності  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в лусці, зябрових кришках і плавниках риби тож, відповідно, значна частина бета-випромінювання потрапляє в навколишнє середовище, не призводячи до опромінення самої риби, що здебільшого не враховується припід час оцінки внутрішніх доз.

Виходячи з отриманих значень з 1986 року і результатів досліджень останніх років, спостерігається тенденція до зниження потужності поглинутої дози опромінення риб у водоймах ЧЗВ більше ніж у тисячу разів. Радіонукліди, що акумулюються в різних тканинах організму риби, котрі накопичуються під час життєдіяльності у забруднених радіонуклідами водоймах, здатні до опромінення прилеглих органів в організмі риб, за рахунок цього через що формується внутрішня доза опромінення. Окрім цього на рибу впливають і дози зовнішнього опромінення від води і донних відкладень, що підкреслює важливість моніторингу вмісту радіонуклідів та потужності поглинутих доз рибами у водних екосистемах, особливо тих, що зазнали радіоактивного

забруднення. Розуміння цієї динаміки має вирішальне значення для оцінки довгострокових екологічних наслідків забруднення радіонуклідами водних екосистем і для впровадження ефективних стратегій поводження із забрудненими водними об'єктами та їх подальшого використання.

### **1.3.2. Радіобіологічні ефекти у риб внаслідок опромінення**

Радіонуклідне забруднення водойм може призводити до різної складності детермінованих та стохастичних радіобіологічних ефектів у найбільш радіаційно уразливих гідробіонтів, таких як риби. Вільні радикали, які виникають внаслідок іонізуючого випромінювання, порушують цілісність макромолекул, що призводить до мутагенних та канцерогенних ефектів [64, 65, 66, 67, 68]. Фізіологічні реакції риб на вплив іонізуючого випромінювання багатогранні. Відомо, що навіть за малих доз іонізуючого опромінення у риб виникають зміни у складі крові [69, 70].

Опис бази даних ефектів хронічного опромінення риб у пострадянських країнах наведено в науковій роботі Т. Г. Сазикіної і А. І. Кришева [71]. Ними сформульовано числову шкалу для співвідношень «потужність дози та ефекти» для риб. Порогові потужності дози, вище яких радіаційні ефекти можна очікувати у риб, оцінено в такий спосіб [72]: 1 мГр доба<sup>-1</sup> для появи перших ознак ураження у риб; 5 мГр доба<sup>-1</sup> зміни у системі відтворення; 10 мГр доба<sup>-1</sup> для перших впливів на скорочення життя риб. Було показано, що в найбільш забруднених водоймах потужності дози були досить високими, щоб не викликати радіобіологічні ефекти у риб.

Згідно зі статтею [73], де автори оцінювали вплив додаткового гострого опромінення (ДГО) риб у сублетальному діапазоні доз, відбуваються морфологічні порушення еритроцитів крові риб та значно посилюються патологічні процеси. Також було виявлено, що внаслідок тривалого радіаційного впливу можуть відбуватися порушення генетичних структур клітин.

Отже, радіобіологічні ефекти у риб внаслідок впливу іонізуючого випромінювання багатогранні та можуть охоплювати фізіологічні, генетичні й екологічні наслідки. На ці ефекти впливають такі фактори, як доза

опромінення, тип і тривалість опромінення, а також стан, вік та вид риби. Чорнобильська зона відчуження стала важливою сферою досліджень, що виявила зміни в морфології, генетиці, розмноженні, поведінці та екологічній динаміці риб. Розуміння цих ефектів має вирішальне значення для оцінки довгострокових екологічних наслідків ядерних інцидентів, формування стратегій управління та збереження постраждалих водних екосистем.

#### **1.4. Оцінка поглинених доз зовнішнього та внутрішнього опромінення риб**

Для оцінок поглинених доз зовнішнього та внутрішнього опромінення використовуються пакети програм ERICA Tool 2.0 [74] та BiotaDC v.1.5.2 [75].

Програма ERICA Tool, призначена для оцінки радіологічного ризику для біоти в різних екосистемах, включно з прісноводними водоймами, розпочинає свою роботу зі збирання даних щодо концентрацій радіонуклідів у воді, опадах і біоті прісноводної водойми. Ці дані можуть бути отримані з різних джерел, включно з польовими вимірюваннями та літературними джерелами, як описано в дослідженні [76], в якому використовували ERICA Tool для оцінки радіаційного ризику для морських та прісноводних екосистем. Далі ERICA Tool використовує зібрані дані для розрахунку доз опромінення, які отримують різні організми, що живуть у прісноводних водоймах, включно із зовнішнім опроміненням від радіонуклідів у воді та донних відкладеннях і внутрішнім опроміненням від радіонуклідів, що поглинуті організмами. ERICA Tool пропонує багатотієрну структуру оцінки, починаючи з базового рівня оцінки ризиків (Tier 1), який використовує попередньо розраховані обмеження концентрації в навколишньому середовищі для оцінки квот ризику, а на «просунутіших» рівнях (Tier 2 і Tier 3) дає змогу користувачу редагувати й аналізувати більшість параметрів, що використовуються в розрахунках [77].

Використання ERICA Tool у прісноводних екосистемах дає змогу оцінити потенційний вплив радіоактивного забруднення на різноманітність видів і допомогти в розробленні стратегій з управління екологічними ризиками.

Необхідно звернути увагу, що, як і у випадку з будь-якими моделями в інструментах ERICA, існують обмеження, які не дозволяють оцінити дози зовнішнього опромінення на різних відстанях від відкладень, за різних товщин і розподілів радіонуклідів у відкладеннях, а також від берега залежно від ландшафту. Оцінюючи внутрішні дози опромінення водних організмів, не враховується неоднорідність розподілу радіонуклідів в їхньому тілі, що надмірно проявляється для бета- і альфа-випромінюючих радіоізоотопів, таких як  $^{90}\text{Sr}$  і трансуранові елементи. Оцінка доз зовнішнього та внутрішнього опромінення риби вимагає точної інформації про вагу та розмір риби (рис. 1.5). Ця інформація, разом з рівнем радіоактивності, використовується як вхідні дані в програмних пакетах ERICA Tool і BiotaDC.

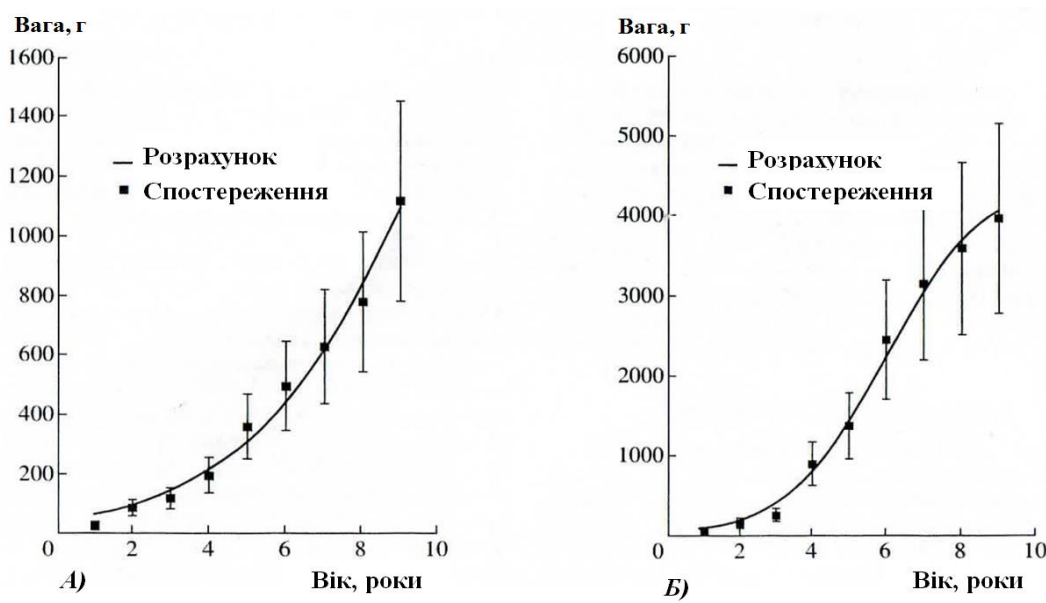


Рис. 1.5. Залежність маси карася сріблястого (А) та щуки звичайної (Б) від віку [78]

Протягом життя у щук звичайних (*Esox lucius*) спостерігаються зміни фізіологічних показників за різних етапів розвитку. Ювенільний період (до 1 року): протягом першого року життя, *Esox lucius* демонструє значний ріст, що є характеристикою ювенільного періоду. У цей період довжина тіла може варіюватися від 10 до 30 см. Вага, відповідно, змінюється від кількох грамів до приблизно 50–100 грамів. Цей ріст відображає високу метаболічну активність і потребу в поживних речовинах [79]. Субадультний період (2–4 роки): на цьому

етапі росту *Esox lucius* продовжує збільшуватися в розмірах, але швидкість росту сповільнюється порівняно з ювенільним періодом. До 4 років довжина щуки може досягати 40–80 см, а вага – від 0,5 до 2,5 кг. Це відповідає перехідному етапу до зрілості, зі зміною дієтичних і поведінкових патернів [80]. Зрілий вік (5–10 років): у цей період ріст щуки сповільнюється, але продовжує збільшуватися в розмірах і вазі. Зазвичай, до цього віку, довжина тіла може досягати 70–100 см, а вага коливається від 2 до 5 кг. Цей етап характеризується досягненням статевої зрілості і початком участі в репродуктивних циклах [81]. Старше 10 років: у цьому віці щуки часто досягають максимальних розмірів. Довжина тіла може перевищувати 100 см, а вага – 5–15 кг. Рекордні особини можуть важити до 25 кг і більше. У цей період метаболізм сповільнюється, але розміри залишаються значними через накопичений енергетичний резерв [82].

Карась сріблястий (*Carassius gibelio*) проходить через різні стадії росту протягом свого життєвого циклу, відповідно його вага і розмір змінюються. Ювенільний період (до 1 року): у цей період карасі швидко ростуть, але їхні розміри залишаються відносно малими. До кінця першого року життя довжина тіла може досягати приблизно 4–7 см, водночас маса тіла зазвичай не перевищує кількох грамів. Субадультний період (2–3 роки): у цьому віці карасі продовжують рости, але темпи сповільнюються. До 3 років довжина тіла може досягати 10–15 см, але вага зазвичай становить близько 10–50 г, що відповідає нашим спостереженням. Зрілий вік (4–7 років): до цього часу карасі досягають статевої зрілості. Їхні розміри продовжують збільшуватися, але темпи зростання залишаються невисокими. У цьому віці карасі можуть досягати розмірів 20–30 см завдовжки і маси до 200–500 г, залежно від умов середовища проживання. Карасі віком старше 7 років за розміром можуть відрізнитися залежно від безлічі чинників, включно з доступністю їжі та умовами середовища проживання. Деякі екземпляри можуть досягати ваги понад 1 кг, але це швидше виняток, ніж правило. Ці дані представляють загальну картину і можуть варіюватися залежно від конкретної водойми та екологічних умов.

### 1.4.1. Відомі методи оцінок поглинених доз зовнішнього опромінення риб

Рівень зовнішнього опромінення організмів визначається комплексною взаємодією ряду чинників – рівня забруднення навколишнього середовища, характеристик радіоактивного розпаду радіонуклідів, відстані між джерелом опромінення і об'єктом, що опромінюється, місця існування та розмірів об'єкта, що опромінюється та ін. [83, 84].

**1.4.1.1. Джерело випромінювання та об'єкт опромінення.** Для оцінок зовнішніх доз опромінення риб важливу роль відіграють розподіл радіонуклідів в джерелі опромінення (вода, донні відкладення, берег та ін.), характеристики мішені опромінення – риби (розмір, маса) і її просторове місцезнаходження щодо джерела (рис. 1.6).

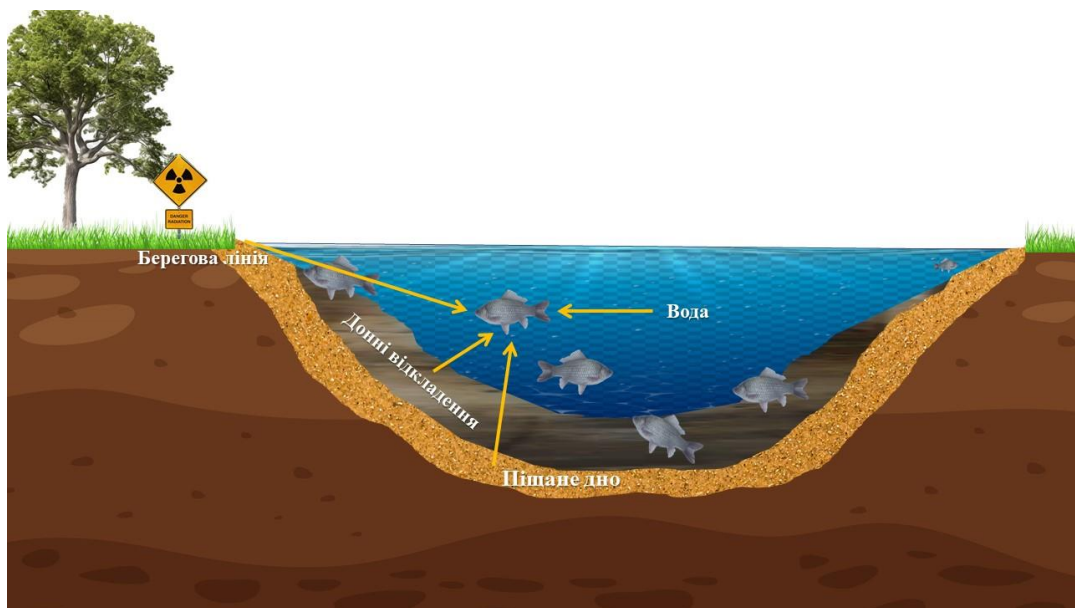


Рис. 1.6. Джерела зовнішнього опромінення риби

Закриті водойми Чорнобильської зони відчуження, незважаючи на період після аварії на ЧАЕС, все ще характеризуються високим рівнем забруднення радіонуклідами зі складною структурою розподілу та динамічними фізико-хімічними формами, що впливають на їх міграцію і концентрацію у водній біоті [43].

Автори нещодавніх досліджень [55] проводили оцінку поглинених доз зовнішнього і внутрішнього опромінення риби в радіоактивно забруднених



водоймах ЧЗВ за допомогою пакету програм «ERICA Assessment Tool» [85]. Було визначено, що основний внесок (більше 80 %) у поглинену річну дозу (до 1 Гр) у холодний період року зумовлений зовнішнім опроміненням донних риб, таких як линь і карась, від високозабруднених донних відкладень зимувальних ям.

Для коректних оцінок поглинених доз опромінення риби слід мати всі вхідні дані, які необхідні для розрахунків зовнішніх доз опромінення риб, а саме:

- розподіл питомої активності радіонуклідів у донних відкладеннях у місцях нересту, нагулу та зимувальних ямах та вміст у них води (percentage dry weight value) або виміри розподілу потужності дози випромінювання для озер у реальних умовах для шару, в якому / біля якого можуть перебувати риби із зазначенням невизначеності / похибки цих оцінок;
- товщина донних відкладень, що використовувалася в розрахунках, у місцях нересту, нагулу та зимувальних ямах для всіх озер;
- час перебування різного виду та віку риб впродовж року в місцях нересту, нагулу та зимувальних ямах, а також знаходження риб щодо донних відкладень, поверхні води та берега із зазначенням невизначеності / цих оцінок.

У ERICA Assessment Tool оцінки потужності зовнішньої дози можливі тільки для знаходження риби у товщі води, всередині (4  $\pi$  геометрія) та на поверхні безмежних донних відкладень без урахування розмірного ефекту риби (2  $\pi$  геометрія=1/2 від 4  $\pi$ ). Водночас незрозуміло як оцінити потужність зовнішньої дози опромінення у разі знаходження риби (різного розміру) на різних відстанях від донних відкладень (різної товщини) у товщі води або від поверхні води за опромінення від вкрай неоднорідного за щільністю забруднення  $^{137}\text{Cs}$ , водночас коли рельєф берега на різній віддаленості від нього та рівень води в озерах протягом року різний. Наприклад, щільність радіонуклідного забруднення території біля оз. Глибоке змінюється у 2 рази (рис. 1.1). Крім цього,

під час аварії відбулося аномально сильне забруднення прибічної зони північно-західного берега озера за рахунок флотації дрібних паливних гарячих частинок, результатом якого стало утворення смуги шириною всього приблизно 20 см, від якої потужність випромінювання експозиційної дози досягала  $1 \text{ Р год}^{-1}$ . У різні пори року через зміну рівня води в озері положення цього джерела щодо поверхні води і риби, що мешкає біля поверхні, постійно змінювалася. Поступово ширина цієї лінії збільшувалася, а потужність іонізуючого випромінювання зменшувалася, проте й нині залишилися гарячі точки з потужністю випромінювання близько  $500 \text{ мкГр год}^{-1}$ . Відтак, це не дає змоги навіть із достатньою точністю оцінити дози зовнішнього опромінення риби від берегової лінії. Сукупність неоднорідності забруднення донних відкладень і невизначеності просторово-часового розташування риб призводить до вкрай високого консерватизму та невизначеності / похибки оцінок доз зовнішнього опромінення риб у водоймах.

**1.4.1.2. Мішень – об'єкт опромінення.** Для водних організмів зовнішнє опромінення зазвичай розглядається в припущеннях однорідної ізотропної моделі, що дозволяє оцінювати як внутрішні, так і зовнішні дозові коефіцієнти узгоджено за допомогою одного методу і в межах обмежень, що накладаються на масу і форму тіла. Найпростіша геометрія нескінченного середовища є адекватною для біоти у воді. Вплив водної біоти на межі розділу між водою і осадам можна легко звести до простої геометрії впливу, застосувавши принцип суперпозиції, врахувавши однакову щільність води ( $1000 \text{ кг м}^{-3}$ ) і підводного осаду (зазвичай близько  $1500 \text{ кг м}^{-3}$  сухої маси) [86].

Згідно з роботою [87] відомо, що карась сріблястий (*Carassius gibelio*) проявляє сезонну активність протягом року, зокрема активний у весняний, літній та осінній періоди. У спокійні сонячні дні цей вид віддає перевагу прибережним зонам і мілководдям, які частково покриті рослинністю, водночас як у холодну вітряну погоду він вибирає глибші частини водойм і уникає заростей. Літній денний ритм карася характеризується підвищеною активністю з ранку до 10 години та ввечері з 17 до 21 години. У найспекотнішу частину дня він

переховується у глибоких місцях. Восени карась залишається активним упродовж всього дня. Період нагулу карася сріблястого переважно припадає на літо та осінь, коли дорослі особини активно шукають корм у місцях з середньою глибиною, багатих на бентосні та нектонні організми. У цей час риби активно риються у донних відкладеннях, підіймаються у водну товщу і навіть на поверхню за кормом. Молодь карася розвивається у більш мілководних ділянках близько до берега серед заростей до настання пізньоосіннього похолодання. З настанням холоду і зниженням температури води до 10 °С карасі поступово переміщуються у глибші місця з мулистим дном, де вони знижують свою активність. У м'які зими карасі зберігають певну мобільність, тоді як у суворі зимові умови вони стають пасивними, закопується у мул, вкриваються слизом та впадають у стан сплячки. Спостереження в ставках показали, що молоді карасі вагою 5–15 г закопується на глибину 7–10 см, тоді як дворічні особини вагою 70–120 г можуть закопуватися на глибину до 20–25 см у м'який мул. Карась сріблястий використовує мул для укриття від небезпеки, здійснюючи цю дію швидко (від 2 до 10 хвилин) та на тривалий час, тоді як великі особини вагою 350–400 г зазвичай не ховаються у ґрунт дна.

**1.4.1.3. Дозові коефіцієнти МКРЗ від води і донних відкладень – Sr, Cs, Am.** Оцінювання доз зовнішнього опромінення риб, які проживають у водних екосистемах, вимагає врахування різних параметрів, включаючи специфічне положення риби у водоймі. Для кількісного аналізу доз опромінення риб від донних відкладень і берегових ліній, використовуються методики, рекомендовані МКРЗ (табл. 1.2–1.3). Згідно з цими рекомендаціями, коефіцієнти дозового навантаження для риб визначаються на основі їх положення в екосистемі та біологічних характеристик. Риби, що перебувають ближче до донних відкладень, можуть отримувати вищі дози опромінення через близькість до радіонуклідів, що містяться в осадових шарах.

**Типи організмів, умови опромінення та дозиметричні моделі для  
нелюдської біоти [86]**

Середовище	Вода
Біота	Риби і рослини
Тип опромінення та джерело випромінювання (одиниці)	Зовнішнє опромінення, однорідне джерело ( $Bq \cdot L^{-1}$ )
Модель експозиції	Рівномірний ізотропний
Маса тіла (кг)	$10^{-6} - 10^3$
Форми	Сфери, еліпсоїди
Несферичність	$0,15 \leq \eta \leq 1,0$
Інтерполяція	Маса тіла, форма

Таблиця 1.3

**Дозові коефіцієнти зовнішнього опромінення для нелюдської біоти  
що зазнає впливу від радіоактивних ізотопів у водному середовищі [86]**

Елемент	Вид риб	( $\mu\text{кГр} \cdot \text{г}^{-1}$ ) ( $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ ) <sup>-1</sup>
<sup>90</sup> Sr (включаючи дочірній <sup>90</sup> Y)	Форель	$2,3 \times 10^{-5}$
	Камбала	$4,9 \times 10^{-5}$
<sup>137</sup> Cs (включаючи дочірній <sup>137m</sup> Ba)	Форель	$2,8 \times 10^{-4}$
	Камбала	$3,0 \times 10^{-4}$
<sup>241</sup> Am	Форель	$1,1 \times 10^{-5}$
	Камбала	$1,2 \times 10^{-5}$

Для риб, які тримаються поблизу берегових ліній, доза зовнішнього опромінення може бути знижена через захист, який надають прибережні зони, де концентрація радіонуклідів у воді може бути нижчою. Однак, це також залежить від геометрії берегової лінії та фізико-хімічних характеристик води, які можуть впливати на розподіл та міграцію радіонуклідів. Для підвищення точності оцінки доз зовнішнього опромінення риб, МКРЗ рекомендує враховувати розподіл радіонуклідів у водному середовищі, взаємодію радіонуклідів з водою та відкладеннями, а також поведінкові особливості різних видів риб, які змінюють своє місцезнаходження в екосистемі залежно від особливостей існування [110].

### **1.4.2. Внутрішні дози опромінення риб та методи її оцінок**

Внутрішня доза опромінення риб визначається вмістом в організмі радіонуклідів, значення яких характеризуються великою варіабельністю, що обумовлено часовою динамікою та суперечливими даними про «розмірний» ефект – залежність вмісту радіонуклідів від маси риб [52, 53, 54, 55, 58, 88]. Метаболізм радіонуклідів визначає їх вміст у рибі [56, 57, 58, 89, 90]. Водночас більше 99 % активності  $^{137}\text{Cs}$  надходить у рибу з кормом, а 99 % активності  $^{90}\text{Sr}$  – безпосередньо з води через зябра [57, 58, 90].

#### **1.4.2.1. Методи оцінок поглинених доз внутрішнього опромінення риб.**

Методологія оцінки доз внутрішнього опромінення риб базується на детальному аналізі рівня радіоактивного забруднення риб та його розподілу в різних тканинах та органах. Для цього безпосередньо використовуються вимірювання активності радіонуклідів або оцінка за допомогою моделей, які враховують багатофакторні аспекти, включаючи характеристики радіонуклідів, такі як період напіврозпаду, і біологічні особливості виду, наприклад, метаболічні шляхи та кінетика накопичення [91].

Розмір та форма риби, а також розмір її окремих органів, відіграють суттєву роль у визначенні доз внутрішнього опромінення. Більші риби та органи можуть містити більшу масу, що сприяє поглинанню іонізуючого випромінювання та збільшенню дози опромінення [92]. Водночас форма органів може впливати на розподіл дози внутрішнього опромінення через анатомічні варіації, які визначають мікророзподіл радіонуклідів [93].

Для кількісної оцінки внутрішнього опромінення можуть бути застосовані програмні засоби, які моделюють радіонуклідну міграцію і біологічне зв'язування у тканинах, що дозволяє екстраполювати отримані результати вимірювань на цілісну картину опромінення [94]. Такі моделі дозволяють враховувати комплексну природу взаємодії радіонуклідів з живим організмом і дають змогу точніше оцінювати ризики, пов'язані з радіаційним впливом на риб у водних екосистемах (табл. 1.4).

**Типи організмів, умови опромінення та дозиметричні моделі  
для нелюдської біоти [86]**

Середовище	Вода
Біота	Риби і рослини
Тип опромінення та джерело випромінювання (одиниці)	Внутрішнє опромінення, однорідне джерело ( $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ )
Модель експозиції	Рівномірний ізотропний
Маса тіла (кг)	$10^{-6} - 10^3$
Форми	Сфери, еліпсоїди
Несферичність	$0,15 \leq \eta \leq 1,0$
Інтерполяція	Маса тіла, форма

У табл. 1.5  $f_0$  відображає внесок частинок поділу і ядер альфа-випромінювання,  $f_1$  – альфа-частинок,  $f_2$  – низькоенергетичного бета- і гамма-випромінювання ( $E < 10$  кеВ), а  $f_3$  – іншого бета- і гамма-випромінювання ( $E > 10$  кеВ).

Таблиця 1.5

**Дозові коефіцієнти внутрішнього опромінення для нелюдської біоти,  
що зазнає впливу від радіоактивних ізотопів [86]**

Елемент	Вид риб	( $\text{мкГр} \cdot \text{г}^{-1}$ ) ( $\text{Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ ) <sup>-1</sup>	$f_0$	$f_1$	$f_2$	$f_3$
<sup>90</sup> Sr (включаючи дочірній <sup>90</sup> Y)	Форель	$6,3 \times 10^{-4}$	0,000	0,000	0,000	1,000
	Камбала	$6,0 \times 10^{-4}$	0,000	0,000	0,000	1,000
<sup>137</sup> Cs (включаючи дочірній <sup>137m</sup> Ba)	Форель	$1,8 \times 10^{-4}$	0,000	0,000	0,002	0,998
	Камбала	$1,7 \times 10^{-4}$	0,000	0,000	0,002	0,998
<sup>241</sup> Am	Форель	$3,2 \times 10^{-3}$	0,016	0,975	0,001	0,007
	Камбала	$3,2 \times 10^{-3}$	0,016	0,975	0,001	0,007

**1.4.2.2. Коефіцієнти переходу радіонуклідів в рибу в залежності від вмісту К і Са у воді.** Рівноважний рівень питомої активності радіонуклідів у водних організмах, як правило, перевищує їх концентрацію у воді, де вони проживають. Зокрема добре вивчено рівноважні коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в рибах, які залежать від концентрації калію (макроаналога цезію) у воді (табл. 1.6, 1.7) [95, 96, 21, 41, 97, 98, 99]. У тканинах та органах риб рівень питомої активності радіонуклідів може перевищувати рівень їх вмісту у воді в десятки, іноді навіть тисячі разів [41, 21, 97, 98, 100]. Згідно з чинними державними гігієнічними нормативами в Україні [50], вміст  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в питній воді не повинен перевищувати  $2 \text{ Бк л}^{-1}$  для кожного з радіонуклідів. За таких рівнів забруднення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  води вміст їх у рибі загалом ще й досі може значно перевищувати встановлені ДР-2006 – відповідно  $150$  і  $35 \text{ Бк кг}^{-1}$  [41, 97, 98, 100].

Величини коефіцієнтів накопичення (CF, л/кг)  $^{90}\text{Sr}$  з води до різних видів риби залежно від вмісту у воді кальцію ( $\text{Ca}^{2+}$ , мг/л)

Вид риби	$CF^{Sr-90}$	Примітка	Посилання
Всі види	$CF_{\text{whole}}^{Sr-90} = 3940 \text{ (Range: 1770 – 6110)}/[\text{Ca}^{2+}]$	Для цільної риби	[101]
«Хижі»	$CF_{\text{whole}}^{Sr-90} = 4770 \text{ (Range: 3020 – 7520)}/[\text{Ca}^{2+}]$	Для цільної риби	
«Мирні»	$CF_{\text{whole}}^{Sr-90} = 3940 \text{ (Range: 1180 – 5660)}/[\text{Ca}^{2+}]$	Для цільної риби	
Всі види	$CF_{\text{muscle}}^{Sr-90} = 181 \text{ (Range: 59 – 540)}/[\text{Ca}^{1.2(0.8-1.6)}]$	М'язова тканина риби (істівна частина)	[36]
Всі види	$CF_{\text{muscle}}^{Sr-90} = 133 \text{ (Range: 77.6 – 231)}/[\text{Ca}^{2+}]$	М'язова тканина риби (істівна частина)	
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	$\ln (CF_{\text{muscle}}^{Sr-90}) = 7.79 - 0.21[\text{Ca}^{2+}]$	М'язова тканина риби для $\text{Ca}^{2+} = 2 - 9$ мг/л	[102]
Ряпушка	$\ln (CF_{\text{muscle}}^{Sr-90}) = 3.59 - 0.21[\text{Ca}^{2+}]$	М'язова тканина риби	
Всі види	$CF_{\text{muscle}}^{Sr-90} = \exp (5.2 - 1.2 \ln [\text{Ca}^{2+}])$	М'язова тканина риби	[21]
Всі види	$CF_{\text{bone}}^{Sr-90} = \exp (9.7 - 1.2 \ln [\text{Ca}^{2+}])$	Кісткова тканина риби	
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	$CF_{\text{whole}}^{Sr-90} = 18485 \cdot 1^{\pm 1.54} / [\text{Ca}^{2+}]^{1.45 \pm 0.13}$		[41]
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	$CF_{\text{whole}}^{Sr-90} = 11812 \cdot 1^{\pm 1.6} / [\text{Ca}^{2+}]^{1.35 \pm 0.14}$		



Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 27146 \cdot 1^{\pm 5.37} / [\text{Ca}^{2+}]^{1.8 \pm 0.5}$	Їстівна частина (тушка риби без луски, нутроців і голови)	
Жерех ( <i>Aspius aspius</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 152970 \cdot 1^{\pm 6.1} / [\text{Ca}^{2+}]^{2.0 \pm 0.5}$		
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 6445 \cdot 1^{\pm 2.6} / [\text{Ca}^{2+}]^{1.3 \pm 0.3}$		
Лящ ( <i>Abramis brama</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 4599 \cdot 1^{\pm 2.2} / [\text{Ca}^{2+}]^{0.94 \pm 0.23}$		
Плітка ( <i>Rutilus rutilus</i> ), краснопірка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ), густера ( <i>Blicca bjoerkna</i> ), язь ( <i>Leuciscus indus</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 1238 \cdot 1^{\pm 2.4} / [\text{Ca}^{2+}]^{0.55 \pm 0.25}$		
Карась золотий ( <i>Carassius carassius</i> )	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 22170 \cdot 1^{\pm 14.6} / [\text{Ca}^{2+}]^{1.4 \pm 0.7}$		
Короп ( <i>Cyprinus carpio</i> ), Сазан	$CF_{\text{whole}}^{\text{Sr-90}} = 4639 \cdot 1^{\pm 1.37} / [\text{Ca}^{2+}]^{0.89 \pm 0.08}$		

Величини коефіцієнтів накопичення (CF, л/кг)  $^{137}\text{Cs}$  з води до різних видів риби залежно від вмісту у воді калію ( $\text{K}^+$ , мг/л)

Вид риби	$CF^{Cs-137}$	Примітка	Посилання
Окунь	$CF_{\text{whole}}^{Cs-137} = 4800 \text{ (Range: 1780 – 7590)}/[K^+]$	Для цілої риби	[103]
Плітка ( <i>Rutilus rutilus</i> )	$CF_{\text{whole}}^{Cs-137} = 2390 \text{ (Range: 1740 – 3280)}/[K^+]$		
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 4915 \cdot 1^{\pm 1.12}/[K^+]^{0.75 \pm 0.10}$	М'язова тканина риби	[41]
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 5808 \cdot 1^{\pm 1.12}/[K^+]^{0.99 \pm 0.06}$		
Судак ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 4404 \cdot 1^{\pm 1.55}/[K^+]^{0.81 \pm 0.24}$		
Жерех ( <i>Aspius aspius</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 3160 \cdot 1^{\pm 1.7}/[K^+]^{0.6 \pm 0.3}$		
Сом ( <i>Silurus glanis</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 90599 \cdot 1^{\pm 1.7}/[K^+]^{2.24 \pm 0.27}$		
Плітка ( <i>Rutilus rutilus</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1803 \cdot 1^{\pm 1.11}/[K^+]^{0.73 \pm 0.06}$		
Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1106 \cdot 1^{\pm 1.3}/[K^+]^{0.73 \pm 0.15}$		
Краснопірка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1954 \cdot 1^{\pm 1.2}/[K^+]^{0.4 \pm 0.2}$		
Густера ( <i>Blicca bjoerkna</i> ), голавль ( <i>Leuciscus cephalus</i> ), синець ( <i>Abramis ballerus</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1405 \cdot 1^{\pm 1.4}/[K^+]^{0.29 \pm 0.24}$		
Линь ( <i>Tinca tinca</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 979 \cdot 1^{\pm 1.9}/[K^+]^{0.5 \pm 0.4}$		
Карась золотий ( <i>Carassius carassius</i> )	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1687 \cdot 1^{\pm 1.2}/[K^+]^{0.6 \pm 0.2}$		
Короп ( <i>Cyprinus carpio</i> ), Сазан	$CF_{\text{muscle}}^{Cs-137} = 1701 \cdot 1^{\pm 1.15}/[K^+]^{0.72 \pm 0.07}$		

### 1.4.3. Співвідношення між питомими активностями радіонуклідів у різних органах і загалом у рибі

На рис. 1.7 наведено схематичне розташування різних органів у рибі. За вкрай неоднорідного розподілу радіонуклідів у тілі риби, різні органи можуть отримувати різні дози опромінення. Наприклад, найбільші дози від  $^{90}\text{Sr}$  спостерігатимуться в кістковій тканині, спинному мозку, нирках, а також різних органах голови, що призводить до аномалій скелета [104] і розвитку катаракти у риб [105].

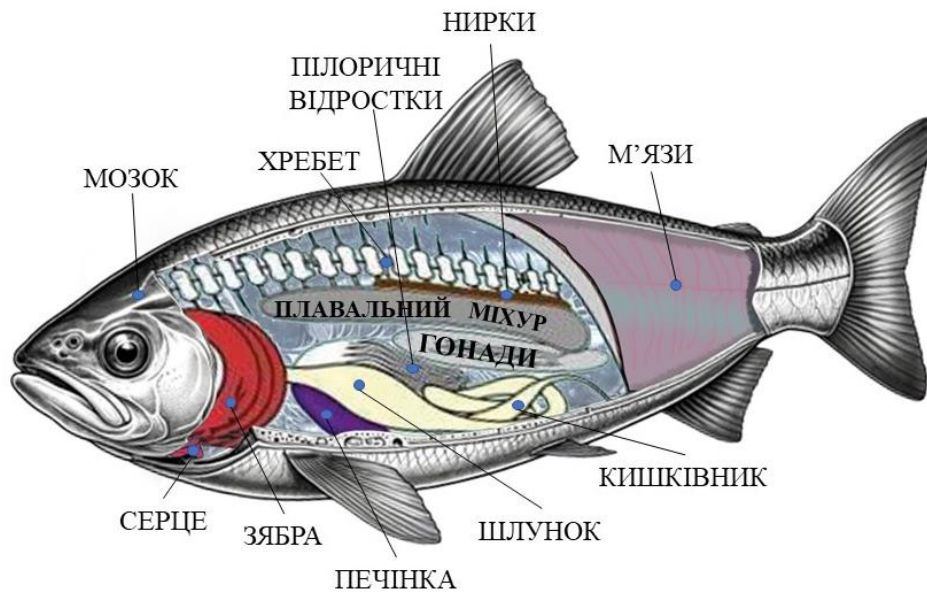


Рис. 1.7. Будова прісноводної риби

У таблиці 1.8 наведено офіційно прийняті усереднені співвідношення питомої активності радіонуклідів у всьому тілі прісноводних риб до питомої активності зазначених радіонуклідів в окремих органах [13].

Таблиця 1.8

**Співвідношення питомої активності радіонуклідів у всьому тілі прісноводних риб до питомої активності радіонуклідів в окремих органах,  $(\text{Бк кг}^{-1}) (\text{Бк кг}^{-1})^{-1}$  [13]**

Element	Tissue	Mean	Min	Max	<i>n</i>
1	2	3	4	5	6
Cs	Кістки	0,56	0,42	1,0	12
	Нирки	1,7	1,3	2,5	11
	Печінка	2,6	1,9	5,0	10

1	2	3	4	5	6
	М'язи	1,1	1,0	1,3	12
Sr	Кістки	0,14	0,14	0,34	46
	Нирки	14	1,1	190	37
	Печінка	27	1,2	530	38
	М'язи	38	3,6	560	46

Отримані відношення між коефіцієнтами накопичення (CF) для всієї маси кісткоперих морських і прісноводних риб, а також окремих їх органів (табл. 1.7), дозволяють адаптувати ці показники згідно з конкретними завданнями для розрахунку доз опромінення окремих органів і загалом риби [106]. Проте важливо відзначити, що в різних видів риб питома активність радіонуклідів може значно відрізнятися як в самій рибі, так і в окремих тканинах. Так за даними [52] для карася в закритих водоймах ЧЗВ (табл. 1.9) ці відношення суттєво коливалися і відрізнялися від роботи [7] (табл. 1.7).

Таблиця 1.9

**Співвідношення питомої активності ((Бк кг<sup>-1</sup>) (Бк кг<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>) і активності (%) радіонуклідів у всьому тілі прісноводних карасів (*Carassius carassius*) у ЧЗВ до питомої активності цих радіонуклідів в окремих органах [52]**

Органи і тканини	<sup>137</sup> Cs		<sup>90</sup> Sr	
	(Бк кг <sup>-1</sup> ) (Бк кг <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	%	(Бк кг <sup>-1</sup> ) (Бк кг <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	%
1	2	3	4	5
М'язи	0,7–0,8	54–67	12–120	0,4–3,7
Скелет	1,0–1,4	21–26	0,4–0,6	53–61
Луска	1,2–3,5	2,5–7,2	0,2–0,3	34–39
Шкіра	1,1–1,3	1,3–3,5	8–24	0,2–0,5
Зябра	1,6–1,8	1,4–1,7	0,6–1,2	2,6–3,5
Внутрішні органи:	1,4	5,9	47,5	0,2
серце	1,7	0,02	5,8	0,006
нирки	1,2	0,4	7,6	0,055
печінка	1,2	0,1	125,2	0,001
гонади	1,4	4,0	157,0	0,036
плавальний міхур	1,8	0,6	43,1	0,024
шлунково-кишковий тракт	1,3	0,7	16,9	0,050

1	2	3	4	5
жовчний міхур	1,2	0,2	178,2	0,001
Їжа	0,5	2,0	0,6	1,7
Загальна	1,0	100	1,0	100

Аналізуючи дані, представлені в таблиці, щодо вмісту радіонуклідів у тілах прісноводних риб, можна простежити важливу тенденцію у варіативності концентрацій  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Показники співвідношення радіонуклідів у всьому тілі, окремих тканинах та органах виявляють значні розбіжності, які можуть бути обумовлені цілим спектром факторів, включаючи біологічні особливості різних видів риб, їх розмір і т. д. Також значний вплив мають особливості середовища існування. Оскільки різні водойми мають особливості гідрологічного режиму, хімічний склад та різні рівні радіаційного забруднення, що впливає на рівень радіонуклідів у рибах. Крім того, мала кількість відібраних проб може вказувати на недостатню репрезентативність даних, яка потенційно може призвести до статистичної невизначеності. Це може створити додаткову варіативність у показниках і ускладнити точне визначення загальної картини розподілу радіонуклідів у популяції прісноводних риб.

Отже, показники співвідношення вмісту радіонуклідів у всьому тілі, тканинах та органах для прісноводних риб, наведені в дослідженні [52], можна пояснити екологічними умовами середовища існування та обмеженнями, пов'язаними з обсягом та методологією збору даних.

### 1.5. Радіоекологічний моніторинг

Основні цілі радіоекологічного моніторингу передбачають синергію практичних і наукових завдань, спрямованих на розуміння і кількісну оцінку поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі та їхнього впливу на екосистеми, включаючи людину. Насамперед, він зосереджується на кількісному визначенні рівнів радіоактивних речовин та іонізуючого

випромінювання як від людської діяльності, так і від природних джерел у різних компонентах довкілля [107]. Це включає вимірювання параметрів радіаційного впливу, оцінку необхідних даних для прийняття рішень та оцінку рівнів забруднення для підготовки до майбутніх радіаційних загроз [108].

МАГАТЕ та МКРЗ широко досліджують тему радіаційного захисту навколишнього середовища, включаючи концепцію референтних організмів, зокрема для оцінки впливу іонізуючого випромінювання на екосистеми. Риби вважаються важливими біоіндикаторами з кількох причин. По-перше, вони займають різні екологічні ніші та трофічні рівні у водних екосистемах, що робить їх чутливими до змін якості води, включаючи наявність радіонуклідів та інших забруднювачів [109]. Її стан здоров'я та спосіб життя відображають стан водного середовища, що дає уявлення про загальний стан екосистеми та наявність забруднюючих речовин. По-друге, риби мають відносно довгу тривалість життя і обмежену рухливість, а це означає, що вони, імовірно, піддаються впливу забруднювачів протягом більш тривалих періодів, що дозволяє накопичувати радіонукліди в їхніх тканинах. Таке накопичення є показником рівня забруднення навколишнього середовища і потенційних ризиків опромінення людей та інших диких тварин через харчовий ланцюг [110]. Крім того, рибу легко відбирати з навколишнього середовища, а динаміка її популяції добре вивчена, що робить її придатною для моніторингу та досліджень. Їхні фізіологічні та генетичні реакції на радіацію можуть свідчити про сублетальні та хронічні наслідки, даючи важливі дані для оцінки екологічних ризиків [109].

МКРЗ визначила рибу як референтний організм через її екологічну значущість, наявність біологічних і дозиметричних даних та чутливість до іонізуючого випромінювання. У рамках системи МКРЗ для оцінки впливу радіації на нелюдські організми риба є репрезентативним організмом для водних середовищ, що допомагає оцінити радіологічний вплив на біорізноманіття, функції та структуру екосистем [110]. Риби як референтні організми дозволяють встановити залежність «доза–ефект», що має важливе значення для розуміння порогових рівнів значущих біологічних ефектів і для встановлення критеріїв

захисту навколишнього середовища. Тому саме риба відіграє важливу роль у захисті довкілля від потенційного негативного впливу іонізуючого випромінювання на живі організми та забезпеченні стійкості екосистем [110]. Біоаккумуляція радіонуклідів у рибі також забезпечує прямий зв'язок з потенційним опроміненням людини через споживання, що підкреслює важливість риби в моделях радіологічного захисту та процесах прийняття рішень, пов'язаних з управлінням навколишнім середовищем та ядерною безпекою [109].

Радіаційний захист людей передбачає встановлення та дотримання стандартів безпеки для мінімізації впливу шкідливого іонізуючого випромінювання. Ці стандарти мають вирішальне значення для забезпечення здоров'я населення, особливо в середовищі, забрудненому радіонуклідами внаслідок ядерних аварій, випробувань або регулярних викидів з ядерних установок. Використання допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у воді та харчових продуктах є ключовим аспектом захисних заходів. Допустимі рівні встановлюються на основі широких досліджень і міжнародних керівних принципів для запобігання значних доз опромінення населення за перорального надходження, що є одним з основних шляхів опромінення людини від радіоактивного забруднення навколишнього середовища. ДР-2006 відображає зусилля держави у встановленні контролю за радіаційним забрудненням з метою зниження ризиків для здоров'я людини, що впливають з внутрішнього та зовнішнього опромінення. Він акцентує на необхідності моніторингу рівнів радіонуклідів у навколишньому середовищі, зокрема у питній воді (2 Бк л<sup>-1</sup> для <sup>137</sup>Cs та 2 Бк л<sup>-1</sup> для <sup>90</sup>Sr) та мінеральній воді (10 Бк л<sup>-1</sup> для <sup>137</sup>Cs та 5 Бк л<sup>-1</sup> для <sup>90</sup>Sr) [50], як одному з основних шляхів потенційного впливу на людину. Встановлені в документі нормативи базуються на наукових дослідженнях та міжнародних рекомендаціях, спрямованих на оптимізацію радіаційної безпеки та забезпечення ефективного захисту населення від негативного впливу радіонуклідів.

Радіоекологічний моніторинг є важливим компонентом природничих наук, що зосереджується на систематичному вивченні розподілу, поведінки

та впливу радіонуклідів у навколишньому середовищі. Ці спостереження дають змогу зрозуміти вплив природних радіонуклідів, виробництва ядерного палива, неправильного поводження з ядерними відходами та аварій на АЕС на екосистеми та людей. Основною метою радіоекологічного моніторингу є кількісне визначення та оцінка рівнів радіонуклідного забруднення у навколишньому середовищі, включаючи повітря, воду, ґрунт і біоту, що дає змогу отримати важливі дані для оцінки ризиків та прийняття регуляторних рішень [111].

Радіоекологія має міждисциплінарний характер, що передбачає співпрацю між представниками різних галузей науки. Прийняття стандартизованих протоколів і заходів забезпечення безпеки гарантує надійність та достовірність даних отриманих під час проведення радіоекологічного моніторингу [112]. Синтез даних, отриманих за використання різних технологій для моніторингу, сприяє всебічному розумінню поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі.

### **1.5.1. Величини невизначеності під час визначення радіоактивного забруднення риб**

Радіоактивне забруднення значних територій, викликане Чорнобильською катастрофою, спричинило проведення масового радіоекологічного моніторингу різних об'єктів навколишнього середовища, зокрема води і риби у водоймах різного типу. Вміст радіонуклідів у воді характеризується сезонними коливаннями [33], тому поодинокі вимірювання питомої активності у воді однієї водойми можуть варіюватися до 2 разів [54, 56]. Великий об'єм відібраних проб, вартість трудовитрат у зв'язку з відбором проб і вимірюванням у них вміст  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  актуалізували питання щодо оптимізації кількості відбору проб риб. Ці проблеми підняли у своїй роботі Ю. В. Хомутінін та В. О. Кашпаров [113], в якій підхід та отримані результати дозволяють планувати кількість відібраних проб риби у водоймі для оцінки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , а також відповідних коефіцієнтів накопичення з необхідною відносною похибкою за заданої довірчої ймовірності. Автори зазначають, що для отримання



медіального значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  на момент вилову, з відносною похибкою  $\delta=20\%$ , за довірчої ймовірності  $p=0,95$  необхідно відбирати: 16–20 зразків щуки, окуня, судака, краснопірки і білого амура; 10–13 зразків сома, линя, карася, чехоні; 8–9 зразків густери, плотви, коропа / сазана, товстолобика; 5 зразків головня. Для отримання медіанного значення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  на момент вилову, з відносною похибкою  $\delta=20\%$ , за довірчої ймовірності  $p=0,95$ , необхідно відбирати: 26 зразків карася; 13–17 зразків щуки, судака, сома, ляща, товстолобика і білого амура; 10–12 зразків окуня, густери, плітки, лина, коропа / сазана; 5 зразків краснопірки і чехоні. Для оцінки медіани коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  для популяції риб у водоймі, з необхідною відносною похибкою  $\delta=20\%$ , за довірчої ймовірності  $p=0,95$ , необхідно відібрати: 61–62 зразки ляща, густери, сінця та карася; 37–45 зразків щуки, окуня, чехоні, миня, коропа / сазана, лина та товстолоба; 25–32 зразки плітки, голавля, краснопірки, язя, жереха та сома. Для оцінки медіани коефіцієнтів накопичення  $^{90}\text{Sr}$  для популяції риб у водоймі, з необхідною відносною похибкою  $\delta=20\%$ , за довірчої ймовірності  $p=0,95$  необхідно відібрати: 56–58 зразків карася, жереха, білого амура, плітки, краснопірки, головня і язя; 49 зразків окуня, чехоні, судака, сома і миня; 33–37 зразків ляща, густери, сінця, коропа, лина, товстолобика; 28 зразків щуки. Це дає змогу проводити радіоекологічні обстеження водойм і отримувати репрезентативні оцінки зазначених характеристик з необхідною точністю за мінімальних витрат.

## **Висновок до розділу 1**

Аналіз даних літературних джерел показав, що проблема збереження навколишнього середовища, біологічного різноманіття і екологічної рівноваги за умов впливу несприятливих чинників, і особливо радіаційного, знаходиться у пріоритеті уваги розвинених країн і багатьох провідних наукових установ. Постійна ядерна і радіаційна небезпека, що створюється терористичними організаціями і країнами робить цю проблему актуальною і сьогодні. Міжнародними організаціями (МКРЗ, МАГАТЕ та ООН) розробляються

рекомендації щодо захисту екосистем і біоти у випадку ядерних і радіаційних інцидентів. Для отримання більш коректної інформації щодо вивчення впливу радіаційного фактору на екосистему після Чорнобильської аварії запропоновано метод індикаторних предстаників різних екосистем. Одним з унікальних представників водних екосистем і радіоекологічного моніторингу запропоновано риби. Тобто всебічне дослідження розвитку рибних об'єктів в умовах змінних радіоекологічних обставин є загальноприйнятим у світі представником біоіндикатором. На жаль, такі дослідження розпочали проводити лише в останні 20 років, методичні підходи лише розробляються і вдосконалюються, тому наша робота суттєво даповнюватиме знання щодо збереження гідробіонтів в умовах радіоактивного забруднення водних екосистем, а сучасні підходи і засоби щодо проведення радіоекологічного моніторингу водних об'єктів і екосистем допоможуть значно скоротити термін отримання, необхідної для прогнозів, інформації.

**РОЗДІЛ 2****МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

Мета – отримання, за рахунок використання сучасних підходів до радіоекологічного моніторингу водойм, детальні радіологічні характеристики компонентів природних водойм зони відчуження для оцінки поглинених доз іонізуючого опромінення.

Предмет – закономірності формування радіоекологічної ситуації на прикладі двох водойм ЧЗВ і доз зовнішнього та внутрішнього опромінення риб.

Предмет дослідження – вміст радіонуклідів ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$  і  $^{154}\text{Eu}$ ) у компонентах водойм, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риб, потужність поглинених доз зовнішнього і внутрішнього опромінення риб.

**2.1. Місця проведення досліджень в ЧЗВ**

Для експериментальних досліджень були обрані одні з найбільш радіоактивно-забруднених водойм ЧЗВ лівобережної заплави р. Прип'ять. Вивчення зовнішніх доз опромінення у воді та донних відкладах, а також відбір проб донних відкладень, проводили в безіменному озері (далі оз. Бріт), що названо на честь професорки Норвежського університету наук про життя і почесної професорки НУБіП України Бріт Салбу, активній учасниці ліквідації наслідків чорнобильської катастрофи. Озеро розташоване в межах ділянки Красненської заплави р. Прип'ять у Чорнобильській зоні відчуження ( $51,44844^\circ$ ;  $30,06020^\circ$ ) на північно-західному сліді чорнобильських радіоактивних випадіннь, на відстані 7 км ( $338^\circ$ ) від ЧАЕС (рис. 2.1). Озеро має чашоподібну форму з глибиною 5,4 м у центрі, площа водойми складає близько 3800 м<sup>2</sup>. Озеро було обрано для досліджень через високі рівні його забруднення, форму, глибину і невеликий розмір. Ці фактори дозволяють проводити гарантований вилов риб із вживленими дозиметрами та фіксувати їх положення у воді над донними відкладеннями або в них протягом року. Також було обрано для досліджень

оз. Глибоке ( $51.444796^{\circ}$ ,  $30.063938^{\circ}$ ) (рис. 2.1), яке простягається в довжину на 1,2 км з максимальною шириною 250 м і глибиною 6–7 м у центральній частині [30, 56]. Це озеро добре вивчене і найбільш часто використовується для радіобіологічних досліджень [27, 28, 30, 114, 115, 25, 55, 56].

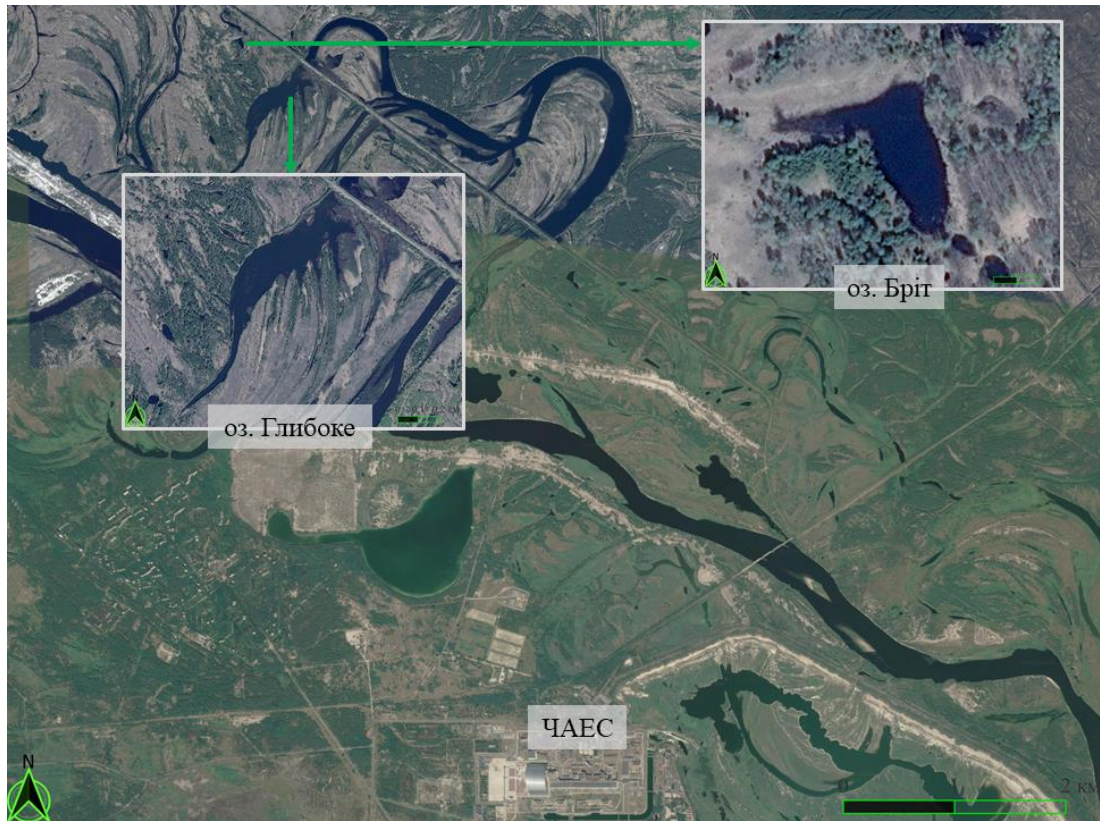


Рис. 2.1. Розташування озер Бріт та Глибоке

На рисунку 2.2 наведено покрокову схему проведеного радіоекологічного моніторингу досліджуваних водойм в ЧЗВ. 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.

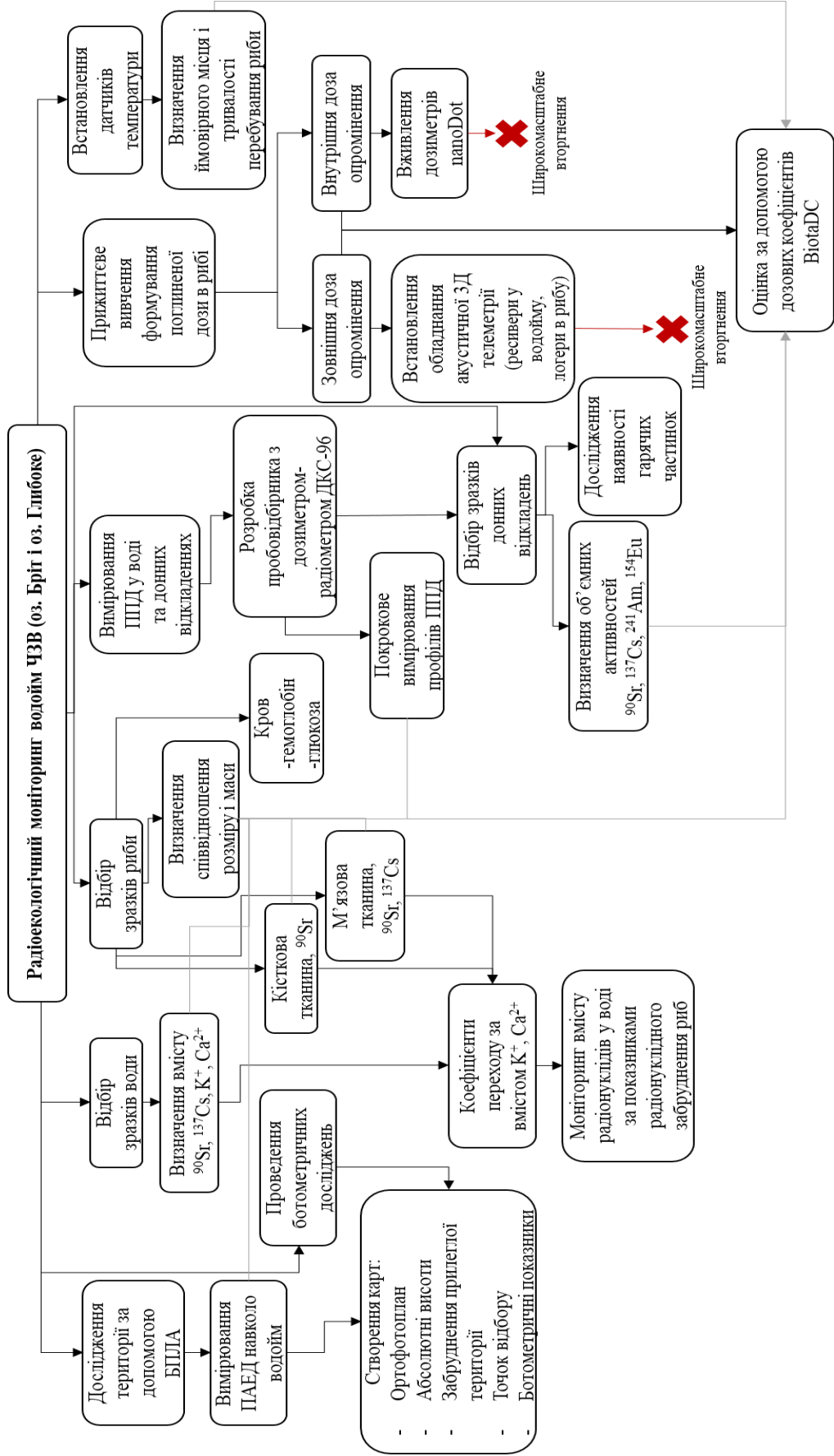


Рис 2.2. Схема проведення дослідження

## 2.2. Опис методів радіоекологічного моніторингу в польових умовах

Для створення повномасштабної схеми досліджуваної ділянки проведено аерофотозйомку з використанням безпілотного літального апарату (БПЛА), виробництва компанії DJI, модель Phantom 4 Pro. У подальшому знімки перетворено за допомогою методів ортотрансформування. Для отримання ортофотоплану кожне вхідне зображення трансформується так, щоб прибрати спотворення, які виникають через різницю висот об'єктів підстилаючої поверхні, а також «світлових ефектів» оптичної системи об'єктиву і сенсору знімальної БПЛА. Як наслідок, кожне зображення зводиться до планової проекції, за якої кожна точка місцевості спостерігається в напрямку прямо вниз (в надирі). Отже, на підставі отриманих з БПЛА знімків побудовано ортофотоплан оз. Бріт та прилеглої території (рис. 2.3). Надалі обробка отриманих зображень проводилась за допомогою програмного забезпечення QGIS.

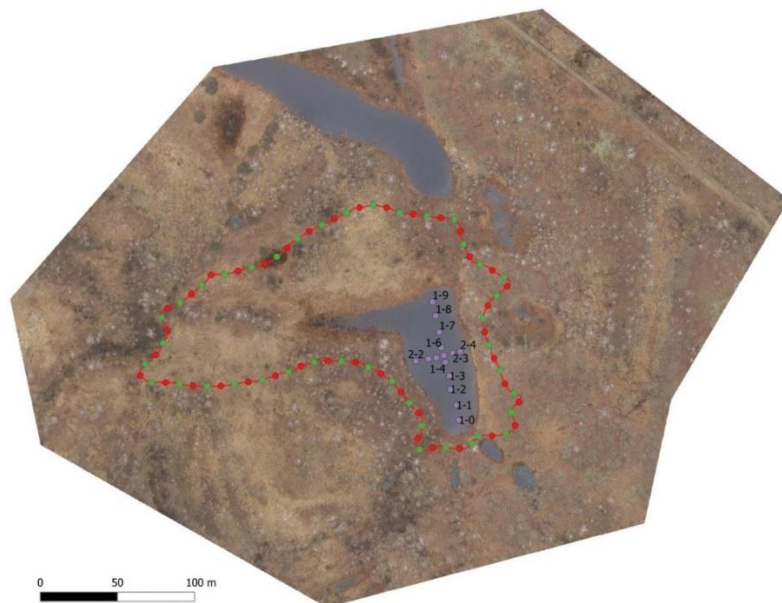


Рис. 2.3. Ортофотоплан озера Бріт

Однією із складових дослідження впливу зовнішньої дози опромінення живих організмів є вимірювання потужності еквівалентної дози іонізуючого випромінення. Вимірювання проводились за допомогою дозиметра-радіометра РКС-01 STORA-TU, що був під'єднаний до мобільного телефону за допомогою Bluetooth з'єднання. Використовуючи додаток «GS Ecotest», було налаштовано

запис треку, показники потужності амбієнтного еквіваленту дози (ПАЕД) записувались у базу даних кожні 5 секунд із геоприв'язкою на досліджуваному ареалі. На основі показників вимірювання створено карту ПАЕД навколо оз. Бріт.

Вимірювання глибин в озерах Глибоке та Бріт проводилось у літній сезон з човна за допомогою ехолота Deeper (Deeper UAB, Lithuania).

### **2.3. Радіоекологічне дослідження компонентів екосистеми водойм**

#### **2.3.1. Радіоекологічне дослідження водойм**

Відбір зразків води для радіометричного та радіохімічного аналізу проводили з поверхні водойми на глибині 0,2–0,5 метра. Для відбору проб використано чистий скляний або пластиковий контейнер, який герметично закривається, або термос, після триразового промивання у цій воді. Зразки відбирали з різних частин акваторії, а потім пропускали через фільтри 0,45 або 1 мкм для відокремлення суспензій.

Відбір проб води в озерах Глибоке та Бріт відбувався згідно з методикою [111]. Подальше визначення вмісту стабільних елементів у воді проводилося після її фільтрації через фільтр 0,45 мкм, за допомогою мас-спектрометра ICP-MS Agilent 8800 (США) згідно з методикою, описаною нами раніше [56, 58].

Радіоекологічний моніторинг відіграє важливу роль у відстеженні динаміки радіонуклідів у донних відкладеннях, які можуть легко переходити у воду. Для цього відбирають проби донних відкладень за допомогою звичайних бурів для відбору проб ґрунту або спеціальних пробовідбірників у різних частинах водного об'єкта. Зібрані зразки донних відкладень упаковують у герметичні контейнери або герметичні пакети [111].

Було проведено відбір зразків донних відкладень в озері Бріт та детальна покорова (10x10 м) зйомка профілів змін потужності дози гамма-випромінення у воді та донних відкладеннях з льоду у зимовий період (рис. 2.4.).



Рис. 2.4. Проведення вимірювань вертикальних профілів потужності доз гамма-випромінення та відбір проб донних відкладень

Перед початком робіт було проведено калібровку показників дозиметра-радіометра ДКС-96, шляхом порівняння еталонних значень вимірювального приладу РКС-01 із значеннями ДКС-96 на різній відстані (від 1 м до 10 м) від джерела випромінення для корегування отриманих результатів у польових умовах за допомогою дозиметра-радіометра ДКС-96 (БДКГ-96) (рис. 2.5).

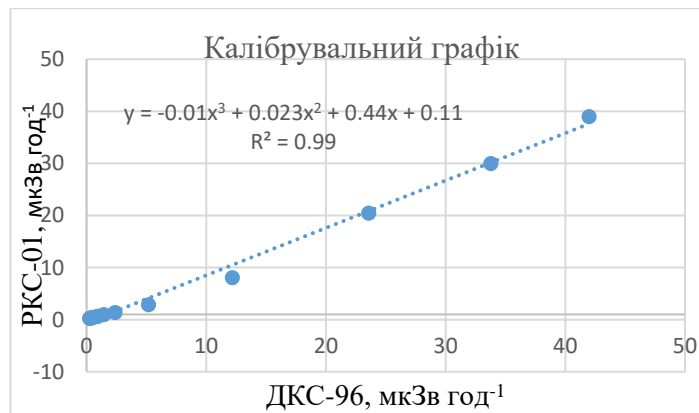


Рис. 2.5. Калібровка показників дозиметра-радіометра ДКС-96

Для візуально ознайомлення з розташуванням точок відбору зразків, наведено схему на рис. 2.6.



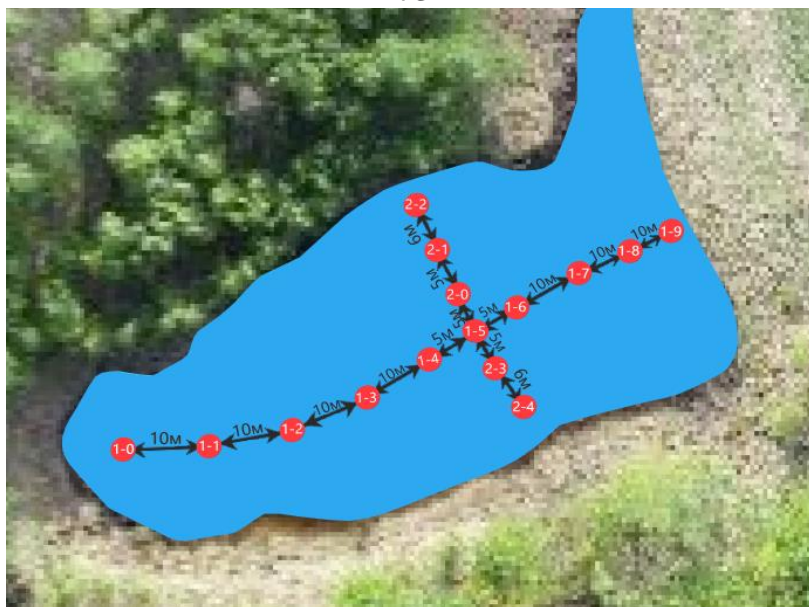


Рис. 2.6. Точки відбору донних відкладень та зйомки профілів змін потужності дози гамма-випромінювання на озері Бріт

Першочерговою дією для вимірювань було пробурено 15 отворів у льоді, що дало змогу виміряти глибини кожної точки за допомогою ехолота Deeper (Deeper UAV, Lithuania).

Для відбирання зразків донних відкладень і зйомки вертикальних профілів потужності доз гамма-випромінювання було розроблено спеціальний прилад на штативі з мірною шкалою і черв'ячним механізмом, що давало змогу зафіксувати його на необхідній глибині для вимірювання і поступово підіймати й опускати з кроком 1 см (рис. 2.7. а). Також до штанги з дозиметром і пробовідбірником була прикріплена вимірювальна стрічка для визначення точної глибини.

Штангу з пробовідбірником і дозиметром-радіометром ДКС-96 через лунку в кризі занурювали в донні відкладення до упору в піщані відкладення і проводили вимірювання потужності дози на максимальній глибині. Після цього штангу з кроком 5 см підіймали для вимірювання вертикального профілю змін потужності дози. Вимірювання зупиняли після досягнення фонового рівня показників вимірюваної потужності дози у воді. Відмінностей у показниках ППД під час занурювання і виймання дозиметра із донних відкладень не спостерігалось.

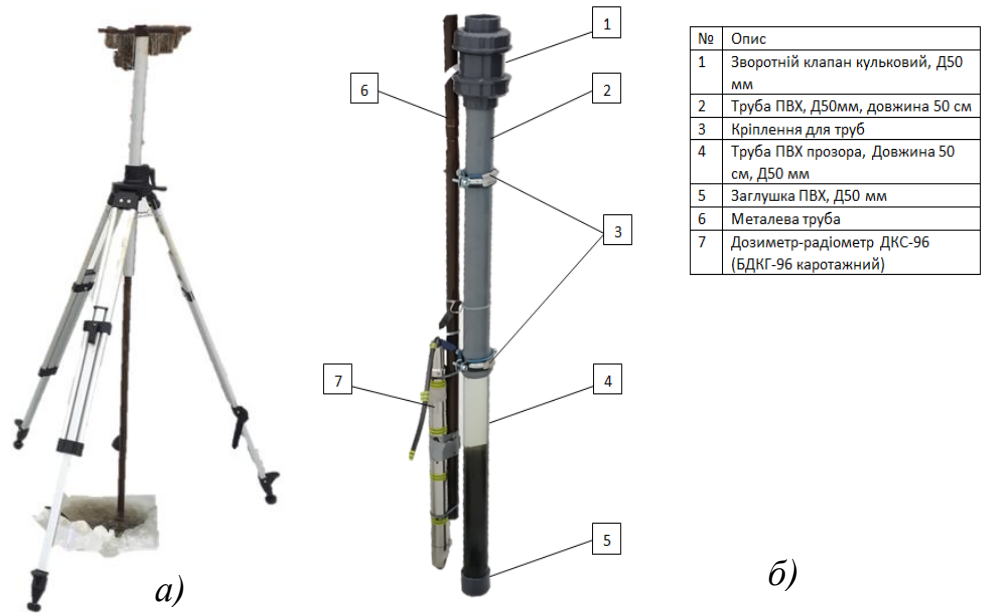


Рис. 2.7. Будова приладу для вимірювання потужності дози і відбору проб: а) штатив; б) пробовідбірник

Відбір зразків донних відкладень проводився за допомогою спеціально розробленого прозорого циліндричного пробовідбірника довжиною 50 см і діаметром 5 см, з'єднаного з металевою штангою з дозиметром (рис. 2.7. б). Під час занурення вода виходила крізь зворотний клапан до тих пір, поки не було припинено занурення у донні відкладення на максимальну глибину. Товщина донних відкладень вимірювалась після відбирання проби по границі вода – завись (рис. 2.8. б).



Рис. 2.8. Вимірювання вертикального профілю змін потужності дози гамма-випромінення та відбір проб донних відкладень

Також для порівняння в одній точці було відібрано пробу донних відкладень і виміряно профіль потужності дози іонізуючого гамма-випромінення в оз. Глибоке на глибині 5 м (рис. 2.8. а).

### 2.3.2. Радіоекологічне дослідження риби

Залежно від потреб дослідження, існує два способи вимірювання активності у рибах. Прижиттєве вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  проводиться шляхом переміщення риби у посудини Марінеллі, що потім поміщують у спектрометр. Другий спосіб вимірювання риби заключається у вимірюваннях після її евтаназії. Що, зі свого боку, дозволяє отримати більш точну інформацію щодо питомої активності в різних тканинах, органах та загалом риби.

Для дослідження в озері Глибоке були обрані хижі риби (щука звичайна (*Esox lucius* L.) і окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.)) та представники «мирних» різновидів риб – фітофаги (краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.) та бентофаги (карась сріблястий (*Carassius gibelio* Bloch) і лин (*Tinca tinca* L.)). Після евтаназії риби фізичним методом, на вагах з точністю 1 г вимірювали її масу, а також за допомогою лінійки – її загальну довжину з точністю 1 мм. Відбір зразків м'язової та кісткової тканин з хребта риби проводили після видалення шкіри у відповідності до загальноприйнятого протоколу відбору зразків EMERGE [116] з дотриманням вимог Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження» від 21.02.2006 р. № 3447-IV. Відібрані зразки, до проведення вимірювань радіонуклідів, зберігали в морозильній камері за  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

Відбір крові і органів риб для подальшого вивчення радіобіологічних ефектів здійснювався у риб з різним вмістом радіонуклідів, що перебували у спеціально сконструйованих клітках, що зумовило різні дози опромінення [56, 58]. Відбір крові і органів риб для вивчення радіобіологічних ефектів і доз

внутрішнього опромінення було проведено безпосередньо в польових умовах у 236 карасів (32 групи риб) і 218 краснопірок (28 груп риб) з різними рівнями радіоактивного забруднення (дозами внутрішнього опромінення). За допомогою шприца відібрано проби крові і визначено вміст гемоглобіну та глюкози. Для визначення гемоглобіну використовували аналізатор HemoCue Hb 201+ System (Данія). За допомогою системи контролю рівня глюкози в крові Bionime Rightest GM550 (Тайвань), шляхом нанесення зразків крові на тест-смужки Rightest Elsa (Тайвань). Всього було проведено 316 вимірювань питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині і 172 вимірювання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині риб. Через малу активність радіонуклідів у контрольних «чистих» риб проби в кожній групі для вимірювання активності об'єднувалися в один зразок.

#### **2.4. Вимірювання активності радіонуклідів у рибі, воді та донних відкладеннях**

Вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  у зразках м'язової тканини риб і воді проводили в пластикових ємностях об'ємом 5, 20 і 100 см<sup>3</sup> і ємностях Марінеллі об'ємом 1 л на низькофоновому  $\gamma$ -спектрометричному комплексі з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) і детектором з високочистого германію GEM-30185 фірми «EG & G ORTEC» (США) з енергетичним розрізненням 1,78 кеВ по лінії  $^{60}\text{Co}$  1,33 МеВ в низькофоновому пасивному захисті. Мінімумально детектована активність  $^{137}\text{Cs}$  складала 0,1 Бк.

Активність  $^{90}\text{Sr}$  в кістках риб вимірювали після їх озолення в муфельній печі за температури 550 °С прямим методом на бета-спектрометрі SEB-01-70 (АКП, Україна). Мінімумально детектована активність  $^{90}\text{Sr}$  в золі кісток на бета-спектрометрі становила 1 Бк. Зольність кісток карасів масою 5–40 г, що використовувалися в експерименті, становила  $20 \pm 3$  % (N=35). Перевірка точності вимірювань проводилася шляхом повторних вимірювань зразків за допомогою класичного радіохімічного аналізу [117], який також використовувався для води озер Глибоке та Бріт.

Активність  $^{90}\text{Sr}$  та альфа-випромінюючих радіонуклідів у зразках води і м'язової тканини риб визначалась після радіохімічного виділення бета- та альфа-спектрометричними стандартними методами [117].

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

Для визначення активності гамма-випромінюючих радіонуклідів  $^{137}\text{Cs} \rightarrow ^{137\text{m}}\text{Ba}$ ,  $^{241}\text{Am}$  та  $^{154}\text{Eu}$  висушені зразки донних відкладень було розміщено в пластикові контейнери (100 мл) для аналізу на низькофоновому гамма-спектрометричному комплексі з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення GammaVision 32) та напівпровідниковим детектором з високочистого германію GEM-30185 у пасивному захисті виробництва «EG&G ORTEC» (США), з енергетичним розрізненням 1,78 кеВ по лінії  $^{60}\text{Co}$  1,33 МеВ.

Для вимірювання активності  $^{90}\text{Sr}$  в пробах донних відкладень використовували бета-спектрометр СЕБ-01-70 (АКП, Україна).

#### **2.4.1. Авторадіографія тканин риб і донних відкладень**

У дослідженні використано CR 35 BIO Plus (рис. 2.9), компактну цифрову рентгенографічну систему від німецького виробника. Цей автоматичний сканер призначений для експлуатації в лабораторних умовах з визначеними умовами використання. Комп'ютерна рентгенографія (КР) – це цифровий еквівалент рентгенографічної плівки. У дослідженні було використано програмне забезпечення AIDA. Це програмне забезпечення дозволяє значно скоротити час обробки плівки і спрощує передачу та архівування цифрових даних.



Рис. 2.9. Комплекс цифрової радіографії CR 35 BIO Plus (Germany)

Для отримання зображень за допомогою методу цифрової рентгенографії, найперше було підготовано проби донних відкладень та риби, так щоб запобігти розсипанню сухої фракції зразків та пошкодженню плівки, шляхом розміщення проб на клейкий папір і пакування їх у герметичні пакети. Наступним етапом проводилось експонування люмінофорної пластини FUJIFILM (FUJI imaging plate BAS-IP MS 2025 E), яка замінює традиційну рентгенівську плівку, протягом семи днів у непроникному для ультрафіолетових променів кейсі. Вона багаторазова, оскільки зберігає енергію, випромінювану рентгенівськими або гамма-променями, і перетворює її на світло за допомогою лазера. Отримане світло потім перетворюється на візуальну інформацію в електронно-матричному сканері.

Процес цифрової рентгенографії можна розділити на кілька основних етапів:

- Пластина піддається впливу рентгенівських або гамма-променів, які створюють приховане зображення на люмінофорних шарах.
- Коли пластину поміщають у сканер, відкалібрований лазер випускає збережені дані зображення у вигляді видимого світла.
- Після обробки цифрове зображення можна переглянути на моніторі комп'ютера в різних відтінках сірого.

- Після завершення дослідження всі дані можна стерти з пластини, що дозволяє повторно використовувати її для наступних експозицій [118].

Перед використанням авторадіографа необхідно активувати функцію виявлення плівки, яка перевіряє наявність рентгенівської плівки в апараті. Якщо вставлена неекспонована плівка, зображення на екрані, не відобразатиметься. Програмне забезпечення дозволяє вибирати режими сканування, регулювати розмір лазерної плями і зменшувати шум від плівки.

Під час сканування за допомогою програмного забезпечення зображення обробляється, а потім автоматично передається на комп'ютер. Після завершення сканування рентгенівську плівку необхідно пропустити через сканер використовуючи функцію автоматичного видалення даних. За правильного поводження з плівкою її можна експонувати, зчитувати і чистити багато разів, уникаючи механічних пошкоджень, які можуть вплинути на результати діагностики, особливо на захисний шар плівки.

Для того, щоб зробити рентгенівський знімок, необхідно вставити плівку в апарат, встановити час експозиції та параметри апарату. Після сканування всі дані відображаються на комп'ютері, де можна відредагувати параметри зображення. Після редагування слід зберегти зображення на комп'ютері, потім вийняти касету з апарату і підготувати її до наступного аналізу [119].

#### **2.4.2. Оцінка поглинених доз рибами-біоіндикаторами**

Поглинена доза опромінення риб оцінювалась ( $D$ , мкГр), як сума зовнішньої ( $D^{ext}$ , мкГр) і внутрішньої ( $D^{int}$ , мкГр) поглиненої дози опромінення:

$$D = D^{ext} + D^{int} \quad 2.1$$

##### **2.4.4.1. Методи оцінок поглинених доз зовнішнього опромінення риб.**

Для оцінок поглинених доз зовнішнього опромінення риб розраховано за допомогою відомих співвідношень маси і фігури різних видів риб [120, 87, 79, 80, 121, 122], і програмне забезпечення BiotaDC для розрахунку дозових коефіцієнтів зовнішнього опромінення організмів від  $i$ -го радіонукліду ( $^{90}\text{Sr}$ ,

$^{137}\text{Cs}$  і  $^{241}\text{Am}$ ) у водному середовищі ( $K_{i,n}^{ext}$ , (мкГр/година)/( Бк/кг)) (табл. 2.1).

За знаходження риби в безсонячній товщі води або всередині донних відкладень ( $4\pi$  – геометрія) потужність зовнішньої поглинутої дози в  $n$ -й локації ( $D_n^{ext}$ , мкГр/година), а саме у воді або донних відкладеннях, поверхня донних відкладень, розраховувалась як:

$$D_n^{ext} = \sum_{i=1}^3 (K_{i,n}^{ext} \cdot A_{i,n}), \quad 2.2$$

де  $A_{i,n}$  – питома активність  $i$ -го радіонукліда в  $n$ -й локації (воді ( $n=1$ ) або донних відкладеннях ( $n=2$ )), Бк/кг.

Коли риба знаходилась біля поверхні донних відкладень ( $n=3$ ), рахувалось, що потужність зовнішньої поглинутої дози опромінення буде в 2 рази нижчою ( $2\pi$  – геометрія) як від донних відкладень, так і від води

$$K_{i,3}^{ext} = 0.5 * K_{i,1}^{ext} \text{ або } 2.$$

Водночас сумарна доза зовнішнього опромінення риби протягом року дорівнюватиме (мкГр):

$$D^{ext} = \sum_{n=1}^3 (D_n^{ext} \cdot t_n) \quad 2.3$$

де  $t_n$  – час перебування риби в  $n$ -й локації протягом року, година.

Програмне забезпечення BiotaDC дозволяє розглядати тільки ці консервативні варіанти оцінок зовнішніх доз опромінення без врахування неоднорідності радіоактивного забруднення і товщини донних відкладень, знаходження риби на різній дистанції від них, а також опромінення риб біля поверхні води від берега.

Таблиця 2.1

**Дозові коефіцієнти зовнішнього опромінення риб для  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{241}\text{Am}$  та різного розміру і ваги риб**

Вага, кг	Довжина:висота:ширина	Дозові коефіцієнти, мкГр/година від забруднення води або нескінчених донних відкладень, Бк/кг		
1	2	3		
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$
Щука ( <i>Esox lucius</i> )				
0,001	1:1:1	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
0,01	1:0,15:0,07	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$



1	2	3		
0,02	1:0,2:0,1	$8,7 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,05	1:0,2:0,15	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,1	1:0,25:0,15	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,5	1:0,2:0,15	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
1	1:0,2:0,15	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
2	1:0,2:0,15	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
5	1:0,2:0,15	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$8,9 \cdot 10^{-6}$
10	1:0,2:0,15	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-6}$
<b>Окунь (<i>Perca fluviatilis</i>)</b>				
0,001	1:0,5:0,3	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
0,01	1:0,3:0,2	$9,3 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,02	1:0,3:0,2	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,05	1:0,4:0,25	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,1	1:0,4:0,25	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,5	1:0,45:0,3	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
1	1:0,4:0,3	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
2	1:0,45:0,3	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$9,7 \cdot 10^{-6}$
<b>Карась сріблястий (<i>Carassius gibelio</i>)</b>				
0,001	1:0,25:0,2	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
0,01	1:0,3:0,15	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,02	1:0,3:0,2	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,05	1:0,5:0,2	$5,8 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,1	1:0,5:0,25	$4,4 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,5	1:0,5:0,3	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
1	1:0,5:0,3	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
<b>Краснопірка (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)</b>				
0,001	1:0,25:0,15	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
0,01	1:0,3:0,15	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$

1	2	3		
0,02	1:0,3:0,15	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,05	1:0,4:0,2	$5,7 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,1	1:0,4:0,2	$4,6 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,5	1:0,4:0,25	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
1	1:0,4:0,25	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
Лин ( <i>Tinca tinca</i> )				
0,001	1:0,4:0,2	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
0,01	1:0,3:0,15	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,02	1:0,3:0,2	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
0,05	1:0,3:0,25	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,1	1:0,3:0,25	$4,4 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
0,5	1:0,35:0,3	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
1	1:0,35:0,3	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
2	1:0,35:0,3	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$9,7 \cdot 10^{-6}$
5	1:0,35:0,3	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$8,4 \cdot 10^{-6}$

Аналізуючи отриманні коефіцієнти зовнішнього опромінення риб спостерігається, що вони більші для  $^{137}\text{Cs}$  і тільки для об'єктів опромінення малого розміру стає співрозмірним із  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 2.1). Також, можемо зазначити, що різниця коефіцієнтів для  $^{90}\text{Sr}$  має більший діапазон значень через особливості бета-випромінювання та розмірно-вагових особливостей риби. Водночас властивості гамма-випромінювання від  $^{137}\text{Cs}$  надають менші розбіжності у коефіцієнтах залежно від розмірно-вагових показників.

Щоб визначити динаміку і наслідки зовнішнього опромінення риби радіонуклідами в озерах Бріт і Глибоке, розглянуто комплексні дані про радіоактивність навколишнього середовища, включаючи виміряні потужності доз у воді, уздовж берегової лінії і в донних відкладеннях на різних глибинах, котрі безпосередньо використано для оцінок зовнішніх доз опромінення риби

залежно від терміну її перебування в різних локаціях водойм. Ці дані використовуються як основа для моделювання впливу радіонуклідного забруднення на водну фауну, зокрема рибу, яка демонструє різноманітну просторову поведінку, зумовлену її фізіологічними потребами та умовами навколишнього середовища, такими як температурний режим.

Зовнішнє опромінення риби радіонуклідами нерозривно пов'язане з її просторовим розподілом у водоймі – час перебування риби в різних локаціях водойм протягом року ( $t_n$ , у рівнянні 2.3.). Види риб відрізняються за своїми уподобаннями щодо середовища проживання – деякі з них займають прибережні ділянки, тоді як інші мешкають у більш глибоких водах. Ці вподобання часто продиктовані пошуком оптимальних температурних умов, які, зі свого боку, впливають на швидкість метаболізму, ріст, розмноження та виживання. Отже, потужність дози опромінення, яку отримує риба, є комплексною характеристикою її положення в товщі води і донних відкладеннях, концентрації радіонуклідів у цих середовищах і часу, проведеного в кожному місці.

Моделювання впливу зовнішнього опромінення вимагає застосування комплексного підходу, що поєднує фізичний розподіл радіонуклідів у водному середовищі з біологічними характеристиками риб. Крім того, часовий аспект поведінки риб додає ще один рівень складності до моделювання. Моделі міграції риби, поведінка під час нересту і сезонні переміщення у реагуванні на зміни температури можуть суттєво змінювати потужність дози, яку отримують різні популяції в межах однієї водойми. Розуміння цих закономірностей має вирішальне значення для точної оцінки накопиченої дози опромінення та її потенційного впливу на організм риб і динаміку популяції. Інтеграція даних про радіоактивність навколишнього середовища, з біологічними та екологічними уявленнями про поведінку риб і використання ними середовища існування, дозволяє детально оцінити радіологічний вплив забруднених водних об'єктів та водні організми. Такі моделі є важливим інструментом радіоекологічного моніторингу та оцінки ризиків, які дозволяють

прогнозувати потенційні екологічні наслідки та впроваджувати ефективні стратегії реабілітації.

У наших розрахунках використано підхід, запропонований О. Є. Кагляном із співавторами [123]. Використано відредагований час перебування риби в різних локаціях залежно від показників температури води виміряних погодинно, за допомогою підвоного даталогера Onset HOBO UA-001-64 (США), протягом 2018–2020 років [58] (табл. 2.2) у зимувальних ямах ( $n=1$ ), місцях нагулу ( $n=2$ ) і нересту ( $n=3$ ) (табл. 2.3).

Таблиця 2.2

### Показники тривалості температурних режимів у воді, доба

Температура води 2018–2019		
Весна–Осінь (7–18 °С)	Літо (>18 °С)	Зима(<7 °С)
120	146	99
Температура води 2019–2020		
Весна–Осінь (7–18 °С)	Літо (>18 °С)	Зима(<7 °С)
119	128	118
Середня температура води		
Весна–Осінь (7–18 °С)	Літо (>18 °С)	Зима(<7 °С)
119±1	137±9	109±10

Таблиця 2.3

### Ймовірні терміни нересту, нагулу та зимівлі для різних видів риб, доба

Період	Вода	Донні відкладення	Над поверхнею донних відкладень	Загальна кількість
1	2	3	4	5
Карась сріблястий				
Нерест	60±10	0	32±10	92±10
Нагул	33±10	16±10	115±10	164±10
Зимівля	0	109±10	0	109±10
Лин				
Нерест	60±10	0	32±10	92±10
Нагул	0	33±10	131±10	164±10
Зимівля	0	109±10	0	109±10
Краснопірка				

1	2	3	4	5
Нерест	30±10	0	31±10	61±10
Нагул	175±10	0	20±10	195±10
Зимівля	76±10	0	33±10	109±10
Щука				
Нерест	47±10	0	24±10	71±10
Нагул	106±10	0	107±10	213±10
Зимівля	32±10	0	49±10	81±10
Окунь річковий				
Нерест	46±10	0	24±10	70±10
Нагул	74±10	0	112±10	186±10
Зимівля	44±10	0	65±10	109±10

#### 2.4.4.2. Методи оцінок поглинених доз внутрішнього опромінення риб.

Для оцінок поглинених доз внутрішнього опромінення риб ( $D^{int}$ , мкГр) за год. використано відомі співвідношення маси і фігури різних видів риб та програмне забезпечення BiotaDC для розрахунку дозових коефіцієнтів внутрішнього опромінення організмів від  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{241}\text{Am}$  ( $i=3$ ) з урахуванням випромінювання дочірніх продуктів їхнього радіоактивного розпаду і питомої активності цих радіонуклідів у рибі ( $A_{i,fish}$ , Бк/кг) або тканині органу (табл. 2.4.).

$$D^{int} = 365 \cdot 24 \cdot \sum_{i=1}^3 (K_i^{int} \cdot A_{i,fish}), \quad 2.4$$

де  $365 \cdot 24$  – кількість годин протягом року.

Таблиця 2.4.

#### Дозові коефіцієнти внутрішнього опромінення риб для $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ і $^{241}\text{Am}$ для різного розміру і ваги риб

Вага, кг	Довжина:висота:ширина	Дозові коефіцієнти, мкГр/година від питомої активності цих радіонуклідів у рибі, Бк/кг		
1	2	3		
Щука ( <i>Esox lucius</i> )		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$
0,001	1:1:1	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,01	1:0,15:0,07	$5,3 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$

1	2	3		
0,02	1:0,2:0,1	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,05	1:0,2:0,15	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,1	1:0,25:0,15	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,5	1:0,2:0,15	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
1	1:0,2:0,15	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
2	1:0,2:0,15	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
5	1:0,2:0,15	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
10	1:0,2:0,15	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
<i>Окунь (Perca fluviatilis)</i>				
0,001	1:0,5:0,3	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,01	1:0,3:0,2	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,02	1:0,3:0,2	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,05	1:0,4:0,25	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,1	1:0,4:0,25	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,5	1:0,45:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
1	1:0,4:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
2	1:0,45:0,3	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
<i>Карась сріблястий (Carassius gibelio)</i>				
0,001	1:0,25:0,2	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,01	1:0,3:0,15	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,02	1:0,3:0,2	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,05	1:0,5:0,2	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,1	1:0,5:0,25	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,5	1:0,5:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
1	1:0,5:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
<i>Краснопірка (Scardinius erythrophthalmus)</i>				
0,001	1:0,25:0,15	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,01	1:0,3:0,15	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,02	1:0,3:0,15	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,05	1:0,4:0,2	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$

1	2	3		
0,05	1:0,4:0,2	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,1	1:0,4:0,2	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,5	1:0,4:0,25	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
1	1:0,4:0,25	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
Лин ( <i>Tinca tinca</i> )				
0,001	1:0,4:0,2	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,01	1:0,3:0,15	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,02	1:0,3:0,2	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,05	1:0,3:0,25	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,1	1:0,3:0,25	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
0,5	1:0,35:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
1	1:0,35:0,3	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
2	1:0,35:0,3	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
5	1:0,35:0,3	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$

Аналізуючи отриманні коефіцієнти внутрішнього опромінення риб спостерігається, що велика різниця для радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  не залежить від розміру риб.

Радіонукліди  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , відомі своєю здатністю накопичуватися в певних тканинах риби, що призводить до різного рівня внутрішнього опромінення різних органів.  $^{90}\text{Sr}$  – бета-випромінюючий радіонуклід, який схожий за біохімічною поведінкою на кальцій, що призводить до його значного накопичення в кістках і тканинах, пов'язаних з кістками. У водних екосистемах, що постраждали від ядерних інцидентів,  $^{90}\text{Sr}$  був визначений як основний фактор, що формує дозу внутрішнього опромінення риб, накопичуючись переважно в кісткових тканинах, що зі свого боку має здатність до опромінення прилеглих до кісток органів, таких як нирки. Такий характер накопичення підкреслює критичну роль кісткової тканини як сховища  $^{90}\text{Sr}$ , що впливає на розподіл дози опромінення в організмі риби і на окремі органи,

що потенційно впливає на її здоров'я та виживання. З іншого боку,  $^{137}\text{Cs}$  має інший характер розподілу завдяки своїм хімічним властивостям, які подібні до калію. Цей радіонуклід має тенденцію до більш рівномірного розподілу в організмі риби, вражаючи такі органи, як м'язи, печінка та нирки.

#### 2.4.5. Математичний аналіз результатів

Гранично допустимі концентрації (ГДК)  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді водойм (Бк·л<sup>-1</sup>) встановлюються на основі параметрів метаболізму цезію та стронцію у риб залежно від вмісту у воді кальцію [ $\text{Ca}^{2+}$ , мг·л<sup>-1</sup>] та калію [ $\text{K}^+$ , мг·л<sup>-1</sup>] з метою неперевикнення встановлених гігієнічних нормативів за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у рибі (ДР-2006) з ймовірністю більше 95 %. Для визначення у воді концентрації іонів кальцію [ $\text{Ca}^{2+}$ , мг·л<sup>-1</sup>] використовували титриметричний метод [124], для визначення концентрації іонів калію [ $\text{K}^+$ , мг·л<sup>-1</sup>] у воді користувались методом полуменової фотометрії [124].

У природних умовах Чорнобильської зони відчуження і акваріумних експериментах було отримано параметри математичної трикамерної моделі – значення швидкості надходження і виведення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  з риби і біологічні періоди напівзменшення вмісту в м'язовій і кістковій тканині риб, що дозволило використовувати їх для прогнозування вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у рибі та окремих тканинах за надходження радіонуклідів в організм риб як з кормом, так і безпосередньо, з води за різних умов навколишнього середовища і режимах годування [56, 57, 58, 89, 90, 115, 125].

Отримані нами рівноважні коефіцієнти накопичення радіонуклідів з води до риби ( $CR$ , відношення питомої активності радіонукліду в рибі (органі або тканині) за природнійшої вологості (Бк·кг<sup>-1</sup>, FM) до питомої активності цього радіонукліду у воді (Бк·л(кг)<sup>-1</sup>) у рівноважних умовах) при різному вмісту у воді  $\text{K}^+$  і  $\text{Ca}^{2+}$  [56, 57, 58, 41, 115] добре узгоджуються з літературними даними (табл. 1.6) [21, 48, 91] з урахуванням усереднених значень геометричного стандартного відхилення коефіцієнтів накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  для риб різних видів рівним 1,7–2,3 [113] (табл. 2.5.).



**Коефіцієнти накопичення радіонуклідів з води до риби (CR) за різного вмісту у воді  $K^+$  і  $Ca^{2+}$  у літній період року**

Риби	Радіонуклід	CR з [40, 55, 56, 57, 113]	CR з [20, 47, 89]
Не хижі	$^{90}Sr$	$(1500-4500) \cdot [Ca^{2+}]^{-1}$	$CF_{whole}^{Sr-90} = \frac{3940(Range: 1180 - 5660)}{[Ca^{2+}]}$
	$^{137}Cs$	$(1000-4500) \cdot [K^+]^{-1}$	$CF_{whole}^{Cs-137} = \frac{2390(Range: 1740 - 3280)}{[K^+]}$
Хижі	$^{90}Sr$	$(2000-4000) \cdot [Ca^{2+}]^{-1}$	$CF_{whole}^{Sr-90} = \frac{4770(Range: 3020 - 7520)}{[Ca^{2+}]}$
	$^{137}Cs$	$(2000-8000) \cdot [K^+]^{-1}$	$CF_{whole}^{Cs-137} = \frac{4800(Range: 1780 - 7590)}{[K^+]}$

Неперевищення встановлених гігієнічних нормативів ДР-2006 за вмістом  $^{90}Sr$  ( $C^{Sr}$ , Бк·кг<sup>-1</sup>) і  $^{137}Cs$  ( $C^{Cs}$ , Бк·кг<sup>-1</sup>) у свіжій рибі спостерігається за дотримання нерівності [50]:

$$C^{Sr} / 35 + C^{Cs} / 150 \leq 1 \quad 2.5$$

Питома активність  $^{90}Sr$  та  $^{137}Cs$  у тілі всіх видів прісноводних риб з довірчою ймовірністю 0,95 на основі метаболізму цезію та стронцію у риб і вмісті у воді  $^{90}Sr$  ( $W^{Sr}$ , Бк·л<sup>-1</sup>) та  $^{137}Cs$  ( $W^{Cs}$ , Бк·л<sup>-1</sup>) і їх макроаналогів – кальція [ $Ca^{2+}$ , мг·л<sup>-1</sup>] і калія [ $K^+$ , мг·л<sup>-1</sup>], не перевищуватиме таких значень [21]:

$$C^{Sr} = 7520 \cdot W^{Sr} / [Ca^{2+}] \quad (2.6)$$

$$C^{Cs} = 7590 \cdot W^{Cs} / [K^+] \quad (2.7)$$

Вміст  $^{90}Sr$  та  $^{137}Cs$  в рибі прямо пропорційно залежить від питомої активності цих радіонуклідів у воді та обернено пропорційно від вмісту у воді макроаналогів цих радіонуклідів – іонів кальцію ( $Ca^{2+}$ ) і калію ( $K^+$ ) [21, 126, 41, 42, 127].

Гранично допустимі концентрації  $^{90}Sr$  і  $^{137}Cs$  у воді водойм (Бк·л<sup>-1</sup>) за наявності обох радіонуклідів встановлюються залежно від вмісту у воді калію та кальцію [ $Ca^{2+}$ , мг·л<sup>-1</sup>] і [ $K^+$ , мг·л<sup>-1</sup>] за умови дотримання нерівностей (2.5–2.7):

$$215 \cdot W^{Sr} / [Ca^{2+}] + 51 \cdot W^{Cs} / [K^+] \leq 1 \quad (2.8)$$

За МДА вимірювання активності радіонуклідів на рівні 1 Бк і масі зразка риби 1000 г метод дозволяє оцінити питому активність  $^{90}Sr$  та  $^{137}Cs$  у воді

за різної концентрації їх макроаналогів – калію і кальцію у воді не гірше ніж (табл. 2.5):

$$W^{Sr} = (C^{Sr} \cdot 0.14 \cdot [Ca^{2+}])/7520 \quad (2.9)$$

$$W^{Cs} = (C^{Cs} \cdot 0.8 \cdot [K^+])/7590 \quad (2.10)$$

Отже, за вимірювання тільки 1 кг риби з вмістом  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 1 Бк  $\text{кг}^{-1}$  і типовій концентрації  $\text{K}^+=2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  і  $\text{Ca}^{2+} = 30 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  у воді, можна оцінити вміст у воді  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  на рівні меншому ніж  $0,025 \text{ Бк л}^{-1}$  і  $0,001 \text{ Бк л}^{-1}$ . За вимірювання  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині риби чутливість методу може бути збільшена на порядок величини (табл. 1.8):

$$W^{Sr} = (C^{Sr} \cdot 0.14 \cdot [Ca^{2+}])/1180 \quad (2.11)$$

Описана методика дозволяє на основі радіоактивного забруднення риби оцінити вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді без відбору великих об'ємів води і подальшого її концентрування [11].

#### 2.4.6. Статистична обробка результатів

Для аналізу експериментальних даних використовувався стандартний набір інструментів MS Excel 2016 року для отримання середніх значень, стандартних відхилень і коефіцієнтів кореляції. Достовірність відмінностей між вибірками аналізували з використанням непараметричних критеріїв Манна-Уїтні. На рисунках приведені середні значення  $\pm$  стандартне відхилення для кількості вимірів (n). Статистична значимість встановлена на рівні  $p < 0,05$ .

## РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 3.1. Картограми

Проаналізувавши розроблене зображення місцевості, за допомогою QGIS, на окремому шарі утворено карту абсолютних висот досліджуваної ділянки (рис. 3.1). Це дозволило ідентифікувати ділянки місцевості, що відносяться до водозабірною басейну зазначеної водойми, з яких відбувався ймовірний змив радіонуклідів у водойму.

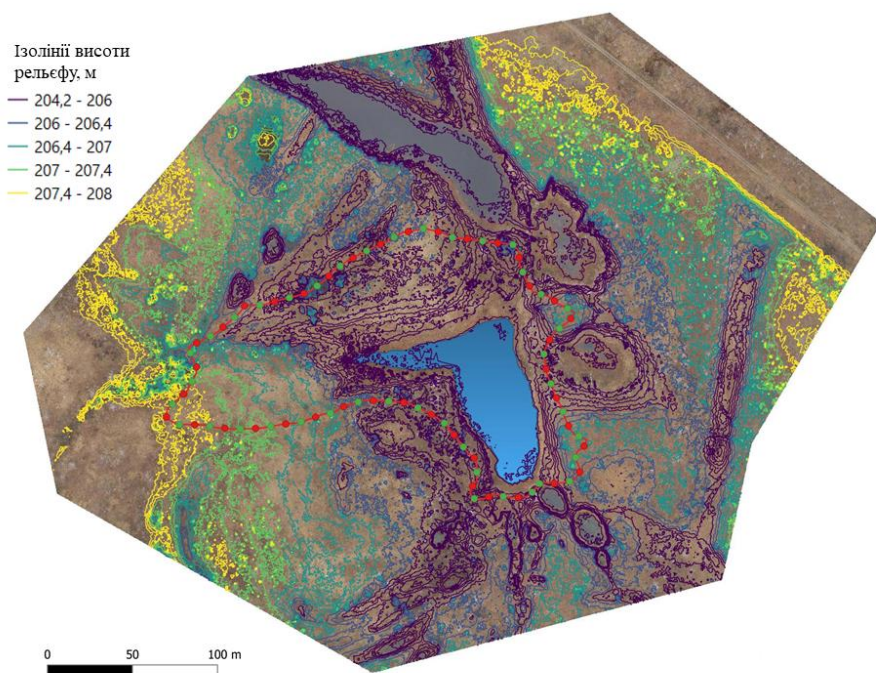


Рис. 3.1. Ізолінії висоти рельєфу навколо оз. Бріт, отримані з використанням квадрокоптера DJI Phantom 4 Pro (208 м відповідає 108 м висоти над рівнем моря)

Рельєф місцевості навколо озера Бріт був детально досліджений за допомогою квадрокоптера DJI Phantom 4 Pro, що дозволило отримати ізолінії висоти рельєфу з високою точністю. Найвищі точки рельєфу знаходяться на висоті 208 метрів, що відповідає 108 метрам щодо рівня моря. На карті можна бачити різнокольорові ізолінії, що відображають різні висоти місцевості. Ізолінії мають наступні такі значення висот: від 204,2 до 208 метрів. Ізолінії з найменшою висотою (204,2–206,0 м) зображені фіолетовим кольором

і охоплюють значну частину території навколо озера. Ця зона включає у себе низини і заболочені території, що оточують озеро. Зони з висотою від 206 до 206,4 метрів позначені темно-зеленим кольором, а зони з висотою від 206,4 до 207 метрів – світло-зеленим кольором. Ці території знаходяться на підвищеннях, що поступово підіймаються від низин до більш високих точок. Ізолінії з висотою від 207 до 207,4 метрів зображені жовтим кольором, а з висотою від 207,4 до 208 метрів – світло-жовтим. Ці області розташовані на найвищих точках рельєфу, що оточують озеро. Вони містять пагорби або інші підвищення, які відіграють важливу роль у формуванні гідрологічного режиму місцевості.

Детальний аналіз рельєфу дозволяє не лише зрозуміти топографічні особливості території навколо озера Бріт, але й виявити можливі шляхи змиву та накопичення вологи, що є критично важливим для радіоекологічного моніторингу. Особливу увагу варто звернути на потенційні шляхи змиву радіонуклідів з прилеглої території в озеро. Високі точки рельєфу, де радіонукліди могли накопичуватися, під час опадів ймовірно стали джерелом змиву забруднюючих речовин у водне середовище озера.

Використовуючи дані, про глибини та розташування точок відбору, отримані під час відбору проб донних відкладень, за допомогою програмного забезпечення виконано геоприв'язку точок та створено карту просторового розподілу глибин досліджуваної водойми (рис. 3.2).

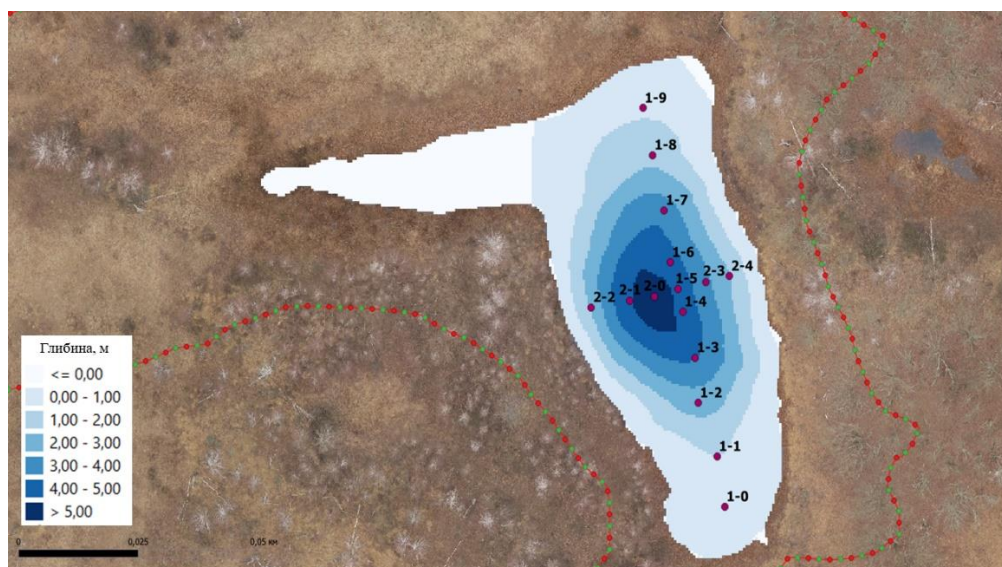


Рис. 3.2. Зміна глибини та розташування досліджених точок в озері Бріт

Основним критерієм для оцінки впливу іонізуючої радіації на живі об'єкти – є доза опромінення. Враховуючи градування сучасних приладів в одиницях еквівалентної дози, оцінку гамма-фону навколо досліджуваних об'єктів в одиницях ПАЕД. На основі показників вимірювання створено карту ПАЕД навколо оз. Бріт (рис. 3.3.).

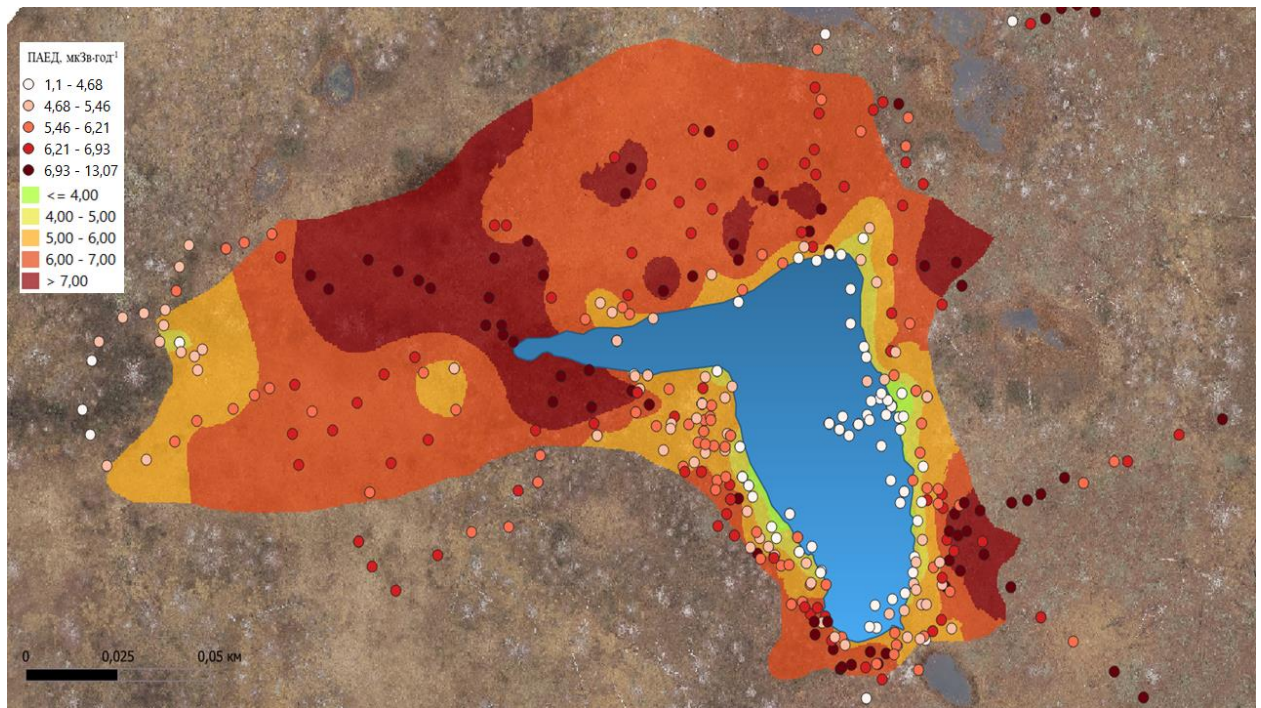


Рис. 3.3. Розподіл ПАЕД навколо оз. Бріт

Аналізуючи дані, що відображені на карті, можна побачити, що ПАЕД у даній місцевості коливається від 1,1 мкЗв·год<sup>-1</sup> до 13,1 мкЗв·год<sup>-1</sup>. На карті представлено розподіл ПАЕД навколо озера Бріт, що має важливе значення для розуміння радіологічного стану місцевості. Потужність дози, виміряна в мікрозівертах на годину (мкЗв год<sup>-1</sup>), зображена за допомогою кольорового градієнта від білого до темно-червоного, що вказує на зростання рівня радіації. Згідно з легендою, потужність дози коливається від 1 до понад 13 мкЗв год<sup>-1</sup>, за коливання радіаційного фону в Україні від 0,1 до 0,3 мкЗв год<sup>-1</sup> [51].

Аналіз показує, що найвищі потужності дози опромінення на досліджуваній ділянці зосереджені в західних і північно-західних частинах навколо озера. Ці темно-червоні ділянки вказують на ділянки території з високими рівнями радіоактивного забруднення, що значно перевищують

значення існуючого природного радіаційного фону. З іншого боку, східна сторона, і ділянки, що безпосередньо прилягають до озера, показують нижчі потужності доз, зображені білим і світло-рожевим кольорами, які, хоча і менші, але все ще перевищують верхню межу природнього радіаційного фону. Середні рівні потужності дози, показані помаранчевим і жовтим кольорами, утворюють перехідну зону навколо озера. Ці регіони з потужністю дози від 4,00 до 7,00 мкЗв год<sup>-1</sup> вказують на наявність забруднення, яке також значно перевищує фоновий рівень і потребує уваги через потенційний вплив на навколишнє природне середовище та біоту.

Розуміння просторового розподілу цих потужностей доз має важливе значення для оцінки радіологічного ризику для екосистеми, особливо для водних організмів озера Бріт і наземних організмів поблизу. Наявність такого радіоактивного забруднення може вплинути на різні біологічні процеси, порушити екологічний баланс і призвести до довгострокових екологічних наслідків. Крім того, топографія та гідрологія місцевості відіграють вирішальну роль у потенційній міграції та накопиченні радіонуклідів у межах досліджуваних об'єктів. Території з високими дозами опромінення можуть виступати джерелами перерозподілу радіонуклідів, особливо під час дощів, що призводить до перенесення радіонуклідів у водойми.

### **3.1.1. Вивчення структури придонних ділянок водойм**

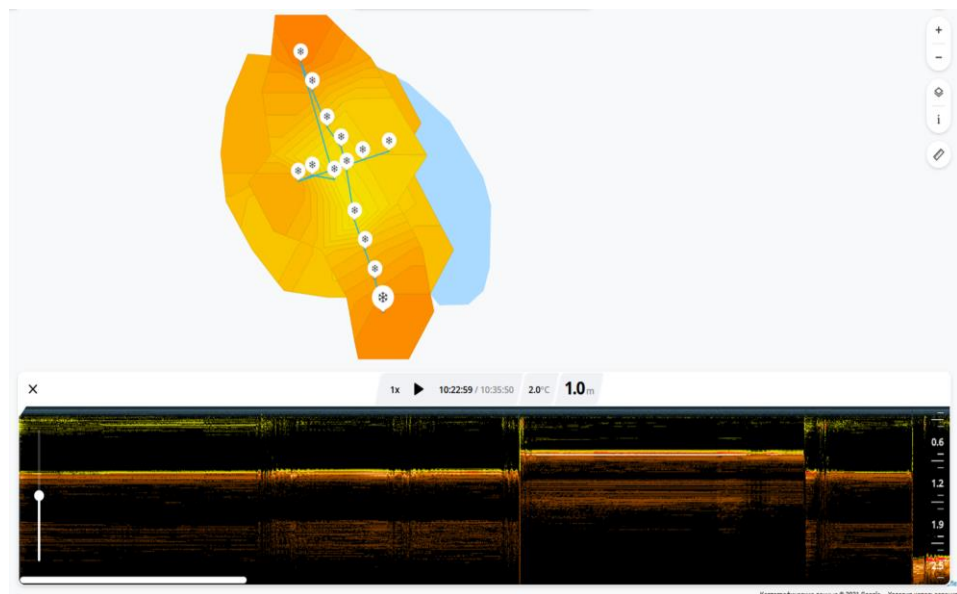
Проаналізовано результати батометрії (рис. 3.4), за допомогою яких спостерігаються особливості підводного рельєфу досліджуваних водойм. Отже, встановлено, що оз. Бріт має чашоподібну форму з глибиною 5,4 м у центрі, площа водойми складає близько 3800 м<sup>2</sup> і має одне заглиблення, що може слугувати зимувальною ямою для риб.

Глибина озера поступово зменшується від центру до берегової лінії. У прибережних зонах глибини коливаються від 0 до 1 метра, що свідчить про наявність мілководних ділянок уздовж берегів з рослинністю влітку.

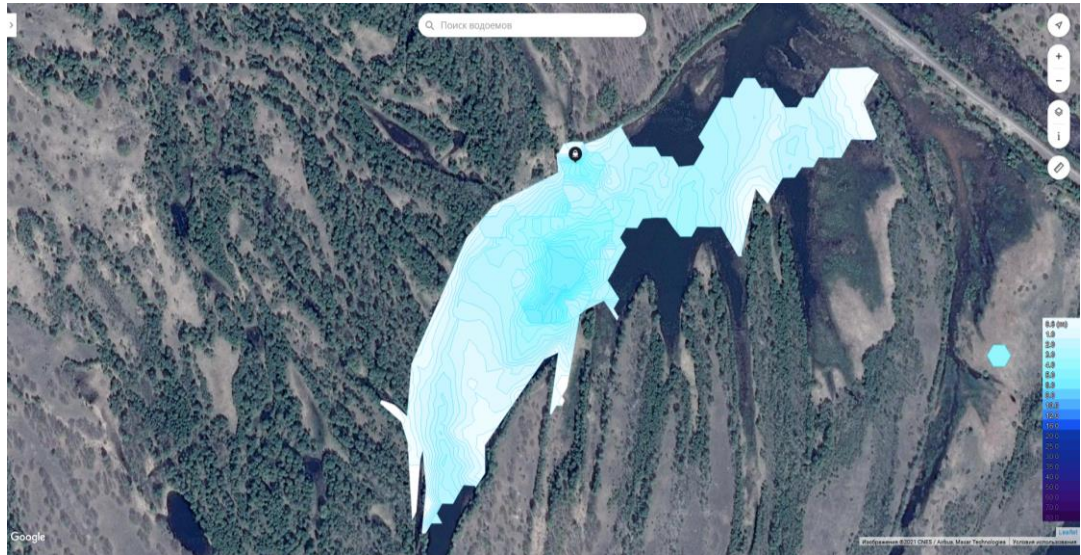
Рельєф дна озера Бріт має виражені перепади глибин. Центральна частина озера, як видно на картах глибин, представлена глибокою западиною, оточеною

ділянками з меншою глибиною. Такі особливості рельєфу можуть бути спричинені природними процесами, такими як ерозія та акумуляція осадів. Глибоке центральне заглиблення, яке слугує зимувальною ямою, є важливим для підтримання популяції риб під час холодних періодів року.

Дно озера Бріт переважно складається з донних відкладень, що охоплюють більшу частину озера, за винятком прибережних зон. У прибережній частині озера спостерігається пісок, що утворює мілководні ділянки з глибинами до 0,5 метра. Донні відкладення в центральній частині озера сприяють формуванню глибоких зон. Аналізуючи характеристики озера Бріт, сформовано висновок, що дана водойма може слугувати зручним полігоном для відпрацювання методологій радіоекологічного моніторингу, оскільки його складний рельєф і наявність донних відкладень можуть впливати на розподіл радіоактивних речовин у водному середовищі. Донні відкладення здатні акумулювати радіоактивні ізотопи, що робить їх важливими індикаторами радіаційного забруднення. Мілководні зони можуть сприяти більш швидкому обміну речовин між водою і донними відкладеннями, тоді як глибокі зони можуть затримувати радіоактивні речовини на тривалий час. Тому тестування сучасних методів радіоекологічного моніторингу, на прикладі озера Бріт, дозволять за короткий термін часу отримати інформацію про радіоекологічний стан водойми, зокрема вплив на представників іхтіофауни.



а



б

Рис. 3.4. Ботометричні показники водойм: а – оз. Бріт; б – оз. Глибоке

Аналізуючи результати ботометрії для озера Глибоке, спостерігається, що рельєф дна водойми нерівномірний і має 2 заглиблення глибиною до 6–7 м. Одна з яких знаходиться в центральній частині озера, а інша в північній частині озера біля прибережної зони. Загальна площа озера складає 0,15 км<sup>2</sup>.

Дно озера складається переважно з донних відкладень, що охоплюють більшість його площі. Прибережні зони мають піщаний ґрунт, що створює мілководні ділянки. Таке розмаїття у складі дна сприяє створенню різних екологічних ніш, важливих для існування різноманітних водних організмів. Центральні глибокі частини озера виконують важливу функцію під час зимового періоду, слугуючи місцями для зимування риб та інших водних видів. Гідрологічні умови, включаючи температуру води, суттєво змінюються протягом року. На момент проведення досліджень температура води була низькою, що характерно для зимового періоду. Ці умови впливають на поведінку та активність водних організмів, а також на розподіл водної рослинності.

Озеро Глибоке є одне з найбільш досліджених водойм після аварії на ЧАЕС з точки зору вивчення радіологічних характеристик, як самої водойми так і біоти. Тому в даній водоймі за наявності великої кількості експериментальної інформації [35, 38, 55, 100, 123] нами не проводилося



широкомасштабного уточнення радіоактивного забруднення донних відкладень. Озеро характеризується складним рельєфом та наявністю донних відкладень, які можуть накопичувати радіоізотопи. Донні відкладення здатні фіксувати радіоактивні ізотопи, роблячи їх важливими індикаторами радіаційного забруднення. Мілководні зони сприяють більш інтенсивному обміну речовин між водою і донними відкладеннями, тоді як глибокі зони можуть утримувати радіоактивні речовини тривалий час.

Озеро Глибоке, з його складним рельєфом та глибиною до 7 м у центральних частин, є важливим об'єктом для екологічних досліджень та радіоекологічного моніторингу. Накопичення радіоактивних речовин у донних відкладеннях може впливати на стан водних екосистем. Важливо враховувати вплив потужностей поглиненої дози на представників іхтіофауни, оскільки дані про ефекти та наслідки тривалого перебування у воді з підвищеним рівнем радіоактивності для риб є важливими для подальших оцінок і впровадження контрзаходів. Регулярний моніторинг гідрологічних та радіоекологічних параметрів необхідний для забезпечення екологічної безпеки та розробки заходів для зменшення радіоекологічних ризиків.

### **3.2. Рівні забруднення організму риби різних видів у досліджуваних водоймах за різного вмісту К і Са**

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді оз. Бріт становила відповідно  $1,5 \pm 0,3 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $72 \pm 9 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і була нижчою, порівнюючи з показниками активності в оз. Глибоке:  $4 \pm 1 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $100 \pm 10 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  [30, 115, 57]. Середній вміст стабільних елементів  $\text{K}^+$  та  $\text{Ca}^{2+}$  у воді оз. Бріт і оз. Глибоке становив  $2,0 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  та  $14 \pm 12 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $1,2 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  та  $30 \pm 2 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  [115, 56, 128], що призводить до меншого вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в рибі з оз. Бріт, порівнюючи з рибою з оз. Глибоке, в 4,4 разів, але більшого вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в 1,5 разів [129]. Відповідно доза внутрішнього опромінення риб в оз. Бріт буде дещо більшою у порівнянні з оз. Глибоке ( $5\text{--}10 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) через основний внесок  $^{90}\text{Sr}$  у її формування (більше 90 % для не хижих риб) [55].

Внаслідок проведених досліджень [129] на основі параметрів метаболізму цезію та стронцію у риб залежно від вмісту у воді калію [ $K^+$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] та кальцію [ $Ca^{2+}$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] отримано рівноважні значення гранично допустимих концентрацій  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$  у воді водойм ( $Bk \cdot l^{-1}$ ), котрі гарантують неперевикнення встановлених гігієнічних нормативів радіонуклідів у рибі (ДР-2006) з імовірністю 95 %. Показано, що навіть за надто високого вмісту калію ( $K^+=50 mg \cdot l^{-1}$ ) та кальцію ( $Ca^{2+}=150 mg \cdot l^{-1}$ ) у воді прісноводних водойм, ГДК  $^{137}Cs$  –  $1,0 Bk \cdot l^{-1}$  і  $^{90}Sr$  –  $0,7 Bk \cdot l^{-1}$  буде менше у порівнянні з допустимими рівнями вмісту радіонуклідів у питній воді ( $\geq 2 Bk \cdot l^{-1}$ ) [50, 51]. У водоймах з низькою мінералізацією за вмісту калію ( $K^+=0,2 mg \cdot l^{-1}$ ) та кальцію ( $Ca^{2+}=2 mg \cdot l^{-1}$ ) у воді [41], ГДК радіонуклідів буде вкрай низьким, і навіть важко вимірюваним ( $^{137}Cs$  –  $0,004 Bk \cdot l^{-1}$  і  $^{90}Sr$  –  $0,001 Bk \cdot l^{-1}$ ).

На початковому етапі радіоактивного забруднення водойм ГДК можуть бути трохи вище рівноважних значень через монотонну динаміку збільшення питомої активності радіонуклідів у рибі протягом перших місяців [90]. Використовуючи додаткову чисту годівлю риби, ГДК  $^{137}Cs$  можуть бути збільшені в 2 рази [57, 58]. Також слід зазначити, що ГДК  $^{90}Sr$  будуть залежати від віку / розміру риби [58]. Більше ніж 90 %  $^{90}Sr$  міститься в кістках та лусці риби [52, 53, 106] і після кулінарної обробки практично не надходить у кінцеві продукти харчування [21].

Гранично допустимі концентрації  $^{90}Sr$  і  $^{137}Cs$  у воді водойм ( $Bk \cdot l^{-1}$ ), за наявності обох радіонуклідів, встановлюються залежно від вмісту у воді калію та кальцію [ $Ca^{2+}$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] і [ $K^+$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] за умови дотримання нерівності (2.8), що наведено у графічному вигляді на рис. 3.5.

За відсутності  $^{90}Sr$  у воді водойм, ГДК  $^{137}Cs$  ( $Bk \cdot l^{-1}$ ) встановлюються залежно від вмісту у воді калію [ $K^+$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] за умови дотримання нерівності (2.8) та наведені у чисельному вигляді у таблиці 3.1. У разі застосування додаткового чистого корму в рекомендованій фізіологічно необхідній кількості гранично допустимі концентрації  $^{137}Cs$  у воді водойм ( $Bk \cdot l^{-1}$ ) можуть бути збільшені в 2 рази [57, 58]. ГДК  $^{90}Sr$  ( $Bk \cdot l^{-1}$ ) за відсутності  $^{137}Cs$  у водоймі встановлюються

залежно від вмісту у воді кальцію  $[Ca^{2+}, \text{мг}\cdot\text{л}^{-1}]$  за умови дотримання нерівності (2.8) і наведені у чисельному вигляді у таблиці 3.1.

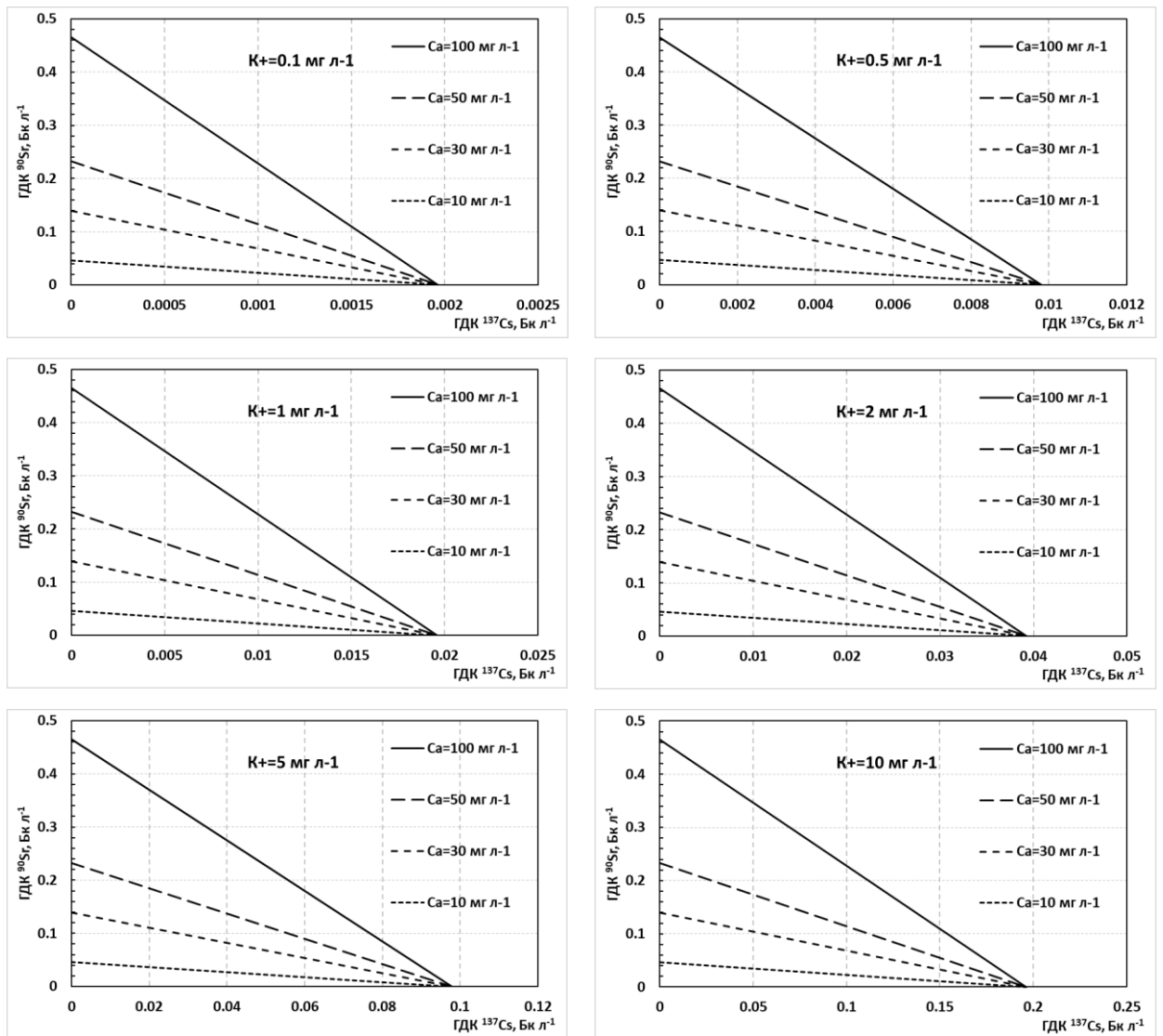


Рис. 3.5. Гранично допустимі концентрації  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у воді водойм за наявності обох радіонуклідів залежно від вмісту у воді калію  $[K^+, \text{мг}\cdot\text{л}^{-1}]$  і кальцію  $[Ca^{2+}, \text{мг}\cdot\text{л}^{-1}]$  [129].

**Гранично допустимі концентрації  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у воді водойм за наявності лише одного радіонуклідів залежно від вмісту у воді калію [ $\text{K}^+$ ,  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ] або ж кальцію [ $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ] [129]**

$\text{K}^+$ , $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$	ГДК $^{137}\text{Cs}$ (за відсутності $^{90}\text{Sr}$ ), $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+}$ , $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$	ГДК $^{90}\text{Sr}$ (за відсутності $^{137}\text{Cs}$ ), $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
0,1	0,002	2	0,001
0,2	0,004	5	0,02
0,3	0,006	10	0,05
0,4	0,008	15	0,07
0,5	0,010	20	0,09
0,6	0,012	25	0,12
0,7	0,014	30	0,14
0,8	0,016	35	0,16
0,9	0,018	40	0,19
1	0,020	45	0,21
1,1	0,022	50	0,23
1,2	0,024	55	0,26
1,3	0,025	60	0,28
1,4	0,027	65	0,30
1,5	0,029	70	0,33
1,6	0,031	75	0,35
1,7	0,033	80	0,37
1,8	0,035	85	0,40
1,9	0,037	90	0,42
2	0,039	95	0,44
3	0,059	100	0,47
4	0,078	105	0,49
5	0,098	110	0,51
6	0,118	115	0,53
7	0,137	120	0,56
8	0,157	125	0,58
9	0,176	130	0,60
10	0,196	135	0,63
20	0,392	140	0,65
50	0,980	150	0,70

Тісний зв'язок між питомою активністю радіонуклідів в організмі риб і воді за різної концентрації  $\text{K}^+$  і  $\text{Ca}^{2+}$  у воді дозволяють використовувати рибу як біоіндикатор радіоактивного забруднення водойм (2.9, 2.10).

У таблиці 3.2 наведено верхні рівні рівноважної питомої активності радіонуклідів у воді за різної концентрації в ній  $K^+$  і  $Ca^{2+}$  та питомої активності  $^{137}Cs$  і  $^{90}Sr$  в організмі риби на рівні 1 Бк  $кг^{-1}$ :

$$W^{Sr} = (C^{Sr} \cdot [Ca^{2+}]) / 1180 \quad (3.1)$$

$$W^{Cs} = (C^{Cs} \cdot [K^+]) / 1740$$

Таблиця 3.2

**Верхні рівні рівноважної питомої активності радіонуклідів у воді за різного вмісту в ній  $K^+$  і  $Ca^{2+}$  та питомої активності  $^{137}Cs$  і  $^{90}Sr$  в організмі риби на рівні 1 Бк  $кг^{-1}$**

$K^+$ , мг $л^{-1}$	$^{137}Cs$ у воді, Бк $л^{-1}$	$Ca^{2+}$ , мг $л^{-1}$	$^{90}Sr$ у воді, Бк $л^{-1}$
1	2	3	4
0,1	5,7E-05	2	2,4E-04
0,2	1,1E-04	5	5,9E-04
0,3	1,7E-04	10	1,2E-03
0,4	2,3E-04	15	1,8E-03
0,5	2,9E-04	20	2,4E-03
0,6	3,4E-04	25	3,0E-03
0,7	4,0E-04	30	3,6E-03
0,8	4,6E-04	35	4,2E-03
0,9	5,2E-04	40	4,7E-03
1	5,7E-04	45	5,3E-03
1,1	6,3E-04	50	5,9E-03
1,2	6,9E-04	55	6,5E-03
1,3	7,5E-04	60	7,1E-03
1,4	8,0E-04	65	7,7E-03
1,5	8,6E-04	70	8,3E-03
1,6	9,2E-04	75	8,9E-03
1,7	9,8E-04	80	9,5E-03
1,8	1,0E-03	85	1,0E-02
1,9	1,1E-03	90	1,1E-02
2	1,1E-03	95	1,1E-02
3	1,7E-03	100	1,2E-02
4	2,3E-03	105	1,2E-02
5	2,9E-03	110	1,3E-02

1	2	3	4
6	3,4E-03	115	1,4E-02
7	4,0E-03	120	1,4E-02
8	4,6E-03	125	1,5E-02
9	5,2E-03	130	1,5E-02
10	5,7E-03	135	1,6E-02
20	1,1E-02	140	1,7E-02
50	2,9E-02	150	1,8E-02

З наведених результатів видно, що за МДА  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 1 Бк можна використовувати 1 кг проби риби або відбирати для вимірювання (табл. 3.2) від 35 л до 17 000 л води з водойми.

Для точного визначення рівнів радіоактивного забруднення води у водоймах необхідно використовувати величини коефіцієнтів накопичення (CF, л кг<sup>-1</sup>)  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  з води до різних видів риби різного розміру залежно від вмісту у воді кальцію ( $\text{Ca}^{2+}$ , мг л<sup>-1</sup>) та калію ( $\text{K}^+$ , мг л<sup>-1</sup>) (табл 1.6).

### 3.3. Результати дослідження радіологічних характеристик придонних компонентів водойм

Дослідження внеску вертикального розподілу радіоактивності в донних відкладеннях надає можливість більш точно оцінити поглинуту дозу гідробіонтами. На рис. 3.7 і 3.8 наведено результати вимірювань вертикальних профілів розподілу потужності поглиненої дози у воді та донних відкладеннях озер Бріт та Глибоке (рис. 3.8) [130]. Товщина донних відкладень в озерах Бріт і Глибоке досягала 40 см. Пік чорнобильських радіоактивних випадін 1986 року (максимальний рівень ППД) розташовувався на різних глибинах донних відкладень (від 0 до 25 см), що вказує на залежність швидкості їх формування (до 0,7 см·рік<sup>-1</sup>) від місцезнаходження точки відбору проб. Отримані розподіли вказують на залежність зовнішньої дози опромінення організмів від їх часово-просторового розташування у водоймі.

ППД в оз. Бріт у різних точках змінюється в широкому діапазоні (додаток А) і досягає максимального значення біля 23 мкГр·год<sup>-1</sup> в точці 1-0 на глибині всього 1,2 м (рис. 3.6), що обумовлено зливом радіонуклідів з водозабору (рис. 3.1). Водночас рівні ППД цієї місцевості коливаються у межах від 1,1 мкГр·год<sup>-1</sup> до 13,1 мкГр·год<sup>-1</sup> (рис. 3.3). Максимальні значення ППД у найглибших місцях у центрі озера (точки 1-3 – 1-5 і 2-0 – 2-1) становили 13–18 мкГр·год<sup>-1</sup>. Внесок вмісту радіонуклідів у воді оз. Бріт у формування ППД несуттєвий і не перевищує 2 нГр·год<sup>-1</sup>.

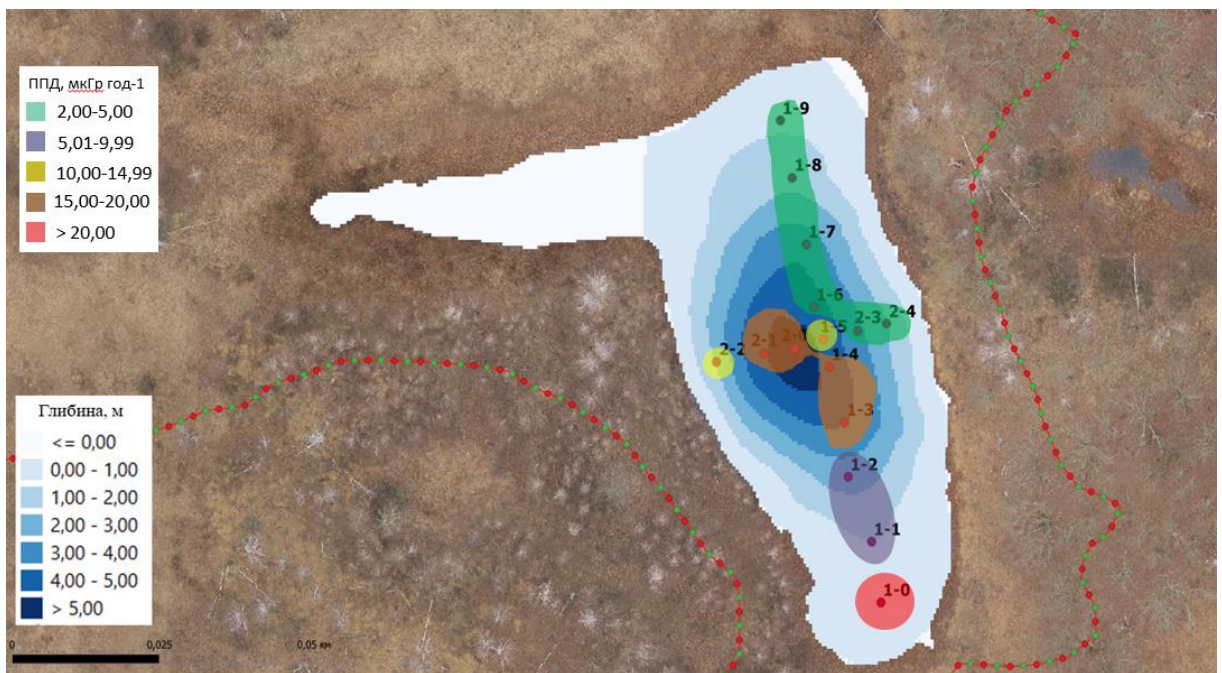
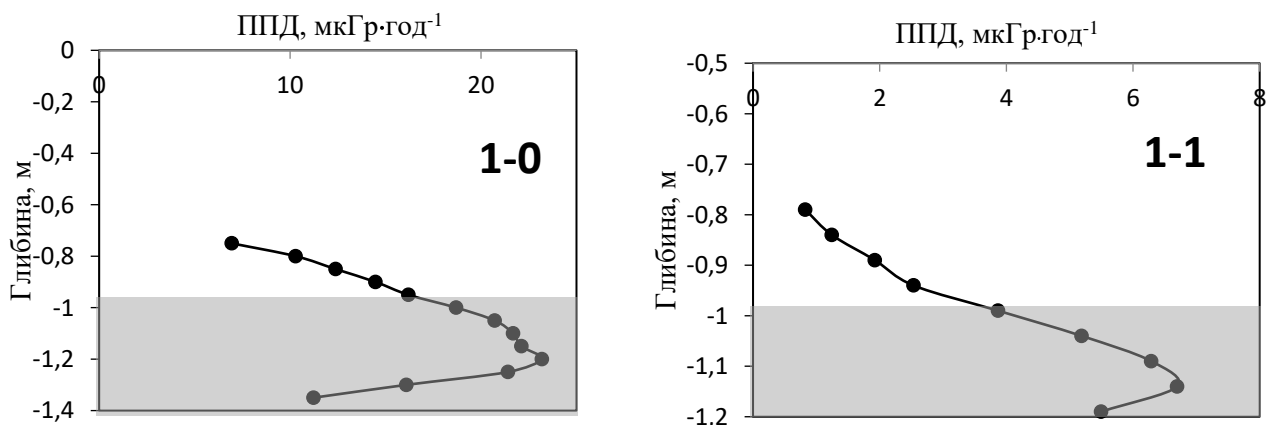


Рис. 3.6. Просторовий розподіл показників потужності поглиненої дози (ППД) у вертикальних профілях донних відкладень в озері Бріт [130]

В озері Глибоке значення ППД в точці 01 досягали 40 мкГр·год<sup>-1</sup> (рис. 4).



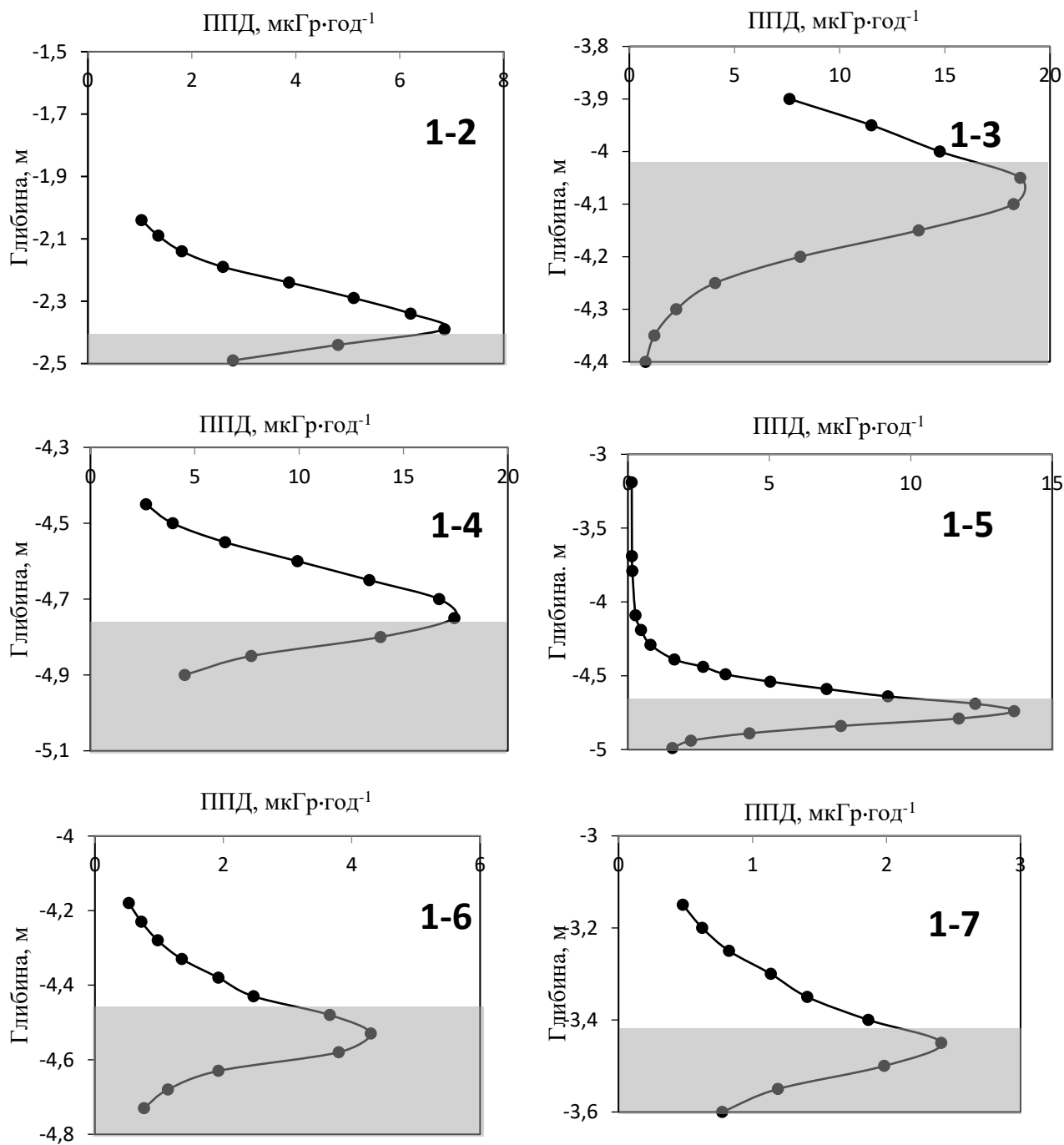


Рис. 3.7. Вертикальний профіль потужності поглиненої дози в точках 1-0 – 1-7 озера Бріт [130]



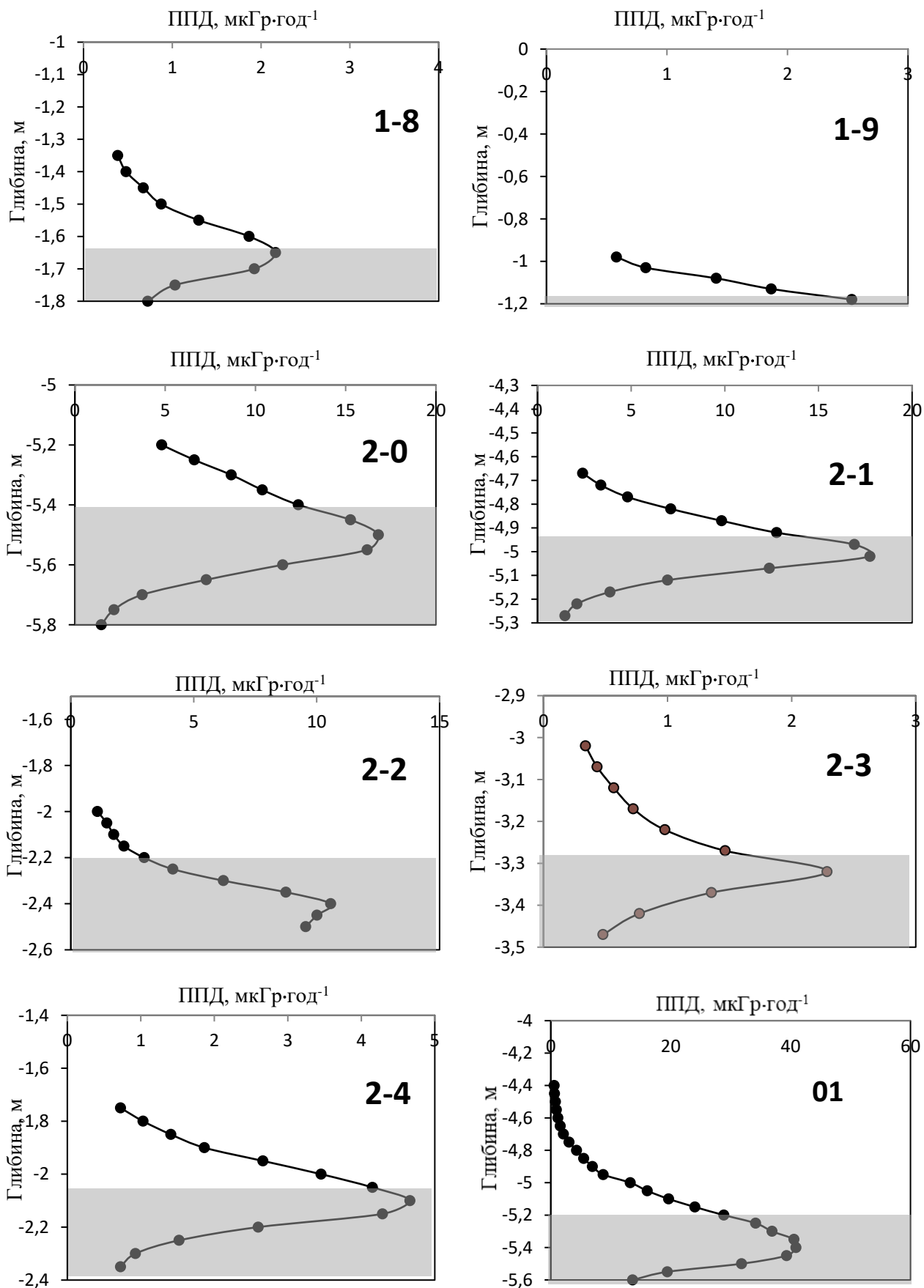


Рис. 3.8. Вертикальний профіль потужності поглиненої дози в точках 1–8 – 2–4 оз. Бріт і в точці 01 оз. Глибоке (сірим кольором позначено висота шару донних відкладень, білим – води) [130]

З отриманих результатів вимірювання [130] визначено, що глибина в точці 1–0 від поверхні води до донних відкладень становить 0,92 м, від поверхні води до дна – 1,35 м. Потужність поглиненої дози на глибині 1,35 м складає  $11 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибині 1,30 м –  $16 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. За підймання дозиметра на 5 см було зафіксовано зростання показників потужності поглинутої дози до  $21 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибині 1,2 м було зафіксовано найвищий значення –  $23 \pm 2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибинах 1,15 м, 1,1 м та 1,05 м показники потужності поглинутої дози склали відповідно  $22 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $22 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $21 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. З результатів наведених на риз. 3.7 спостерігається, що ближче до поверхні донних відкладень, на точці 1–0, показники потужності поглинутої дози мають тенденцію до зниження. Відповідно на глибинах 1 м, 0,95 м, 0,9 м, показники поступово зменшуються –  $19 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $16 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $14 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Аналізуючи отримані результати проведених вимірювань, було визначено, що у воді за віддалення детектора від донних відкладень, потужність поглинутої дози у товщі води знижується.

Паралельно зі зйомкою профілів змін потужності поглинених доз було відібрано донні відкладення та проведено спектрометричне вимірювання питомої активності радіонуклідів у лабораторних умовах. Результати вимірювань свідчать про те, що у пробі донних відкладень 1–0 питома активність  $^{90}\text{Sr}$  –  $25 \pm 3$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $31 \pm 2$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $1,40 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,08 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Аналізуючи вимірні показники в точці 1–1, можна стверджувати, що глибина в даному місці становить 1,19 м включно з шаром донних відкладень – 0,2 м. Під час зйомки профілю потужності доз гамма-випромінення виміряно, що на глибині 1,19 м показник потужності поглинутої дози складає  $5,4 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найбільше значення потужності поглинутої дози в точці 1–1, що сягає  $6,7 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup>, було зафіксовано на глибині 1,14 м. У подальшому за поступового підймання пробовідбірника з дозиметром-радіометром, за допомогою штатива, спостерігалось поступове зниження потужності поглинутої дози, отже, у донних відкладеннях зафіксовано, що на глибинах

1,09 м, 1,04 м та 0,99 м показники становлять відповідно  $6,3 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $5,2 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $3,9 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Подальші вимірювання проводились у воді на глибинах 0,94 м, 0,89 м, 0,84 м та 0,79 м, де потужність доз гамма-випромінення становить  $2,5 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,9 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,24 \pm 0,09$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $0,82 \pm 0,06$  мкГр·год<sup>-1</sup>.

Відібрані донні відкладення аналізувались за допомогою альфа- і бета-спектрометрів, визначено, що питома активність  $^{90}\text{Sr}$  –  $17 \pm 2$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $21 \pm 1$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $1,2 \pm 0,2$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,05 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Глибина в точці 1–2 сягає 2,49 м, на ній потужність дози гамма-випромінення дорівнює  $2,8 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. У даній точці відібрано 0,06 м донних відкладень, встановлено, що на глибині 2,44 м –  $4,8 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найвищий показник потужності поглинутої дози зафіксовано над донними відкладеннями, що збільшується до  $6,8 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup>, і за подальшої зйомки у воді спостерігається тенденція до поступового зниження потужності дози. На глибинах 2,39 м, 2,34 м, 2,29 м, 2,24 м, 2,19 м, 2,14 м, 2,09 м та 2,04 м зафіксовано такі значення відповідно  $6,2 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $5,1 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,9 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $2,6 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,8 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,3 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $1,0 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>.

Встановлено, що у пробі донних відкладень у точці 1–2 об'ємна активність  $^{90}\text{Sr}$  становить  $3,2 \pm 0,6$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $4,8 \pm 0,2$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,19 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,010 \pm 0,001$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Так як озеро має чашоподібну форму, ближче до центру, у точці 1–3, глибина збільшується до 4,4 м, де шар донних відкладень складає 0,39 м, а значення потужності поглиненої дози гамма-випромінення становить  $0,77 \pm 0,05$  мкГр·год<sup>-1</sup>. За подальших вимірювань, за рахунок покрокового підйому пробовідбірника, спостерігається поступове зростання потужності поглинутої дози на глибинах 4,35 м, 4,3 м, 4,25 м, 4,2 м та 4,15 м потужність поглинутої дози становить  $1,2 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $2,2 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $4,1 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $8,1 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $13,7 \pm 1,0$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найбільші показники потужності поглинутої дози було зафіксовано на глибинах 4,10 м

та 4,05 м, яка становить  $18,3 \pm 1,3$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $18,6 \pm 1,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Ближче до поверхні донних відкладень та у товщі води спостерігається тенденція зниження значень потужності поглинутої дози  $14,8 \pm 1,0$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $11,5 \pm 0,8$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $7,6 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах 4,00 м, 3,95 м та 3,9 м.

Після вимірювання питомої активності у пробі 1–3 отримали такі результати  $^{90}\text{Sr}$  –  $17,6 \pm 3,5$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $14,5 \pm 0,7$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,72 \pm 0,08$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,047 \pm 0,005$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Дослідженням наведено, що глибина в точці 1–4 від поверхні води до донних відкладень становить 4,60 м, від поверхні води до дна – 4,90 м. Потужність поглинутої дози на глибині 4,90 м складає  $4,5 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибині 4,85 м –  $7,7 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>. За піднімання дозиметра на 5 см було зафіксовано зростання показників потужності поглинутої дози до  $13,8 \pm 1,0$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибині 4,75 м було зафіксовано найвищий показник потужності поглинутої дози, у точці 1–4, що склав  $17,4 \pm 1,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибинах 4,70 м та 4,65 м показники дози гамма-випромінення склали, відповідно  $16,7 \pm 1,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $13,3 \pm 1,0$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На графіку помітно, що ближче до поверхні донних відкладень на точці 1–4 показники потужності поглинутої дози знижуються. Відповідно на глибинах 4,6 м, 4,55 м, 4,5 м та 4,45 м показники поступово стають меншими –  $9,9 \pm 0,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $6,4 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,9 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $2,7 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Посилаючись на отримані результати проведених вимірювань, визначено, що у товщі води за віддалення детектора від донних відкладень, потужність поглинутої дози знижується.

Паралельно зі зйомкою профілів змін потужності поглинених доз відібрано донні відкладення та проведено спектрометричний аналіз питомої активності радіонуклідів у лабораторних умовах. Виміряно, що у пробі донних відкладень у точці 1–4 питома активність  $^{90}\text{Sr}$  –  $21,0 \pm 3,4$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $29,4 \pm 1,5$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $1,3 \pm 0,1$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,086 \pm 0,008$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Точка 1–5 розташовується в центральній частині озера Бріт, глибина якої становить 4,99 м, а потужність поглинутої дози на цій глибині складає

1,6±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>. Товщину 0,30 м має шар донних. За подальших вимірювань, за рахунок покровового підйому пробовідбірника, спостерігається поступове зростання потужності поглинутої дози на глибинах 4,94 м, 4,89 м, 4,84 м та 4,79 м потужність дози становить 2,2±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 4,3±0,3 мкГр·год<sup>-1</sup>, 7,5±0,5 мкГр·год<sup>-1</sup> та 11,7±0,8 мкГр·год<sup>-1</sup>. Найвищі показники потужності поглинутої дози було зафіксовано на глибинах 4,74 м та 4,69 м, що становлять 13,6±1,0 мкГр·год<sup>-1</sup> та 12,3±0,9 мкГр·год<sup>-1</sup>. Ближче до поверхні донних відкладень та у воді спостерігається тенденція спаду потужності поглинутої дози – 9,2±0,6 мкГр·год<sup>-1</sup>, 7,0±0,5 мкГр·год<sup>-1</sup>, 5,0±0,3 мкГр·год<sup>-1</sup>, 3,4±0,2 мкГр·год<sup>-1</sup>, 2,7±0,2 мкГр·год<sup>-1</sup>, 1,6±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,80±0,05 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,46±0,03 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,27±0,02 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,15±0,01 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,14±0,01 мкГр·год<sup>-1</sup> та 0,13±0,01 мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах 4,64 м, 4,59 м, 4,54 м, 4,49 м, 4,44 м, 4,39 м, 4,29 м, 4,19 м, 4,09 м, 3,79 м, 3,69 м та 3,19 м.

Після вимірювання об'ємної активності радіонуклідів у донних відкладеннях у пробі 1–5 отримали такі результати: <sup>90</sup>Sr – 14,3±2,8 Бк·см<sup>-3</sup>; <sup>137</sup>Cs – 37,2±1,9 Бк·см<sup>-3</sup>; <sup>241</sup>Am – 2,06±0,28 Бк·см<sup>-3</sup>; <sup>154</sup>Eu – 0,16±0,02 Бк·см<sup>-3</sup>.

У точці 1–6, відповідно до рис. 3.8, глибина сягає 4,73 м, де шар донних відкладень складає 0,30 м, а потужність поглинутої дози в найглибшій точці становить 0,76±0,05 мкГр·год<sup>-1</sup>. За подальших вимірювань, за рахунок покровового підйому пробовідбірника, спостерігається поступове зростання потужності поглинутої дози на глибинах 4,68 м, 4,63 м та 4,58 м потужність поглинутої дози становить 1,1±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 1,9±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup> та 3,8±0,3 мкГр·год<sup>-1</sup>. Найвищий показник потужності поглиненої дози було зафіксовано на глибині 4,53 м, що становить 4,3±0,3 мкГр·год<sup>-1</sup>. Ближче до поверхні донних відкладень та у товщі води спостерігається зниження потужності поглиненої дози опромінення – 3,6±0,2 мкГр·год<sup>-1</sup>, 2,5±0,2 мкГр·год<sup>-1</sup>, 1,9±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 1,3±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 1,0±0,1 мкГр·год<sup>-1</sup>, 0,72±0,05 мкГр·год<sup>-1</sup> та 0,52±0,04 мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах 4,48 м, 4,43 м, 4,38 м, 4,33 м, 4,28 м, 4,23 м та 4,18 м.

Після вимірювання питомої активності у пробі донних відкладень з точки 1–6, отримали такі результати:  $^{90}\text{Sr} - 8,76 \pm 1,57 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{137}\text{Cs} - 9,33 \pm 0,5 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{241}\text{Am} - 0,35 \pm 0,09 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{154}\text{Eu} - 0,017 \pm 0,004 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ .

Аналізуючи отриманні дані з точки 1–7, було виміряно, що глибина в даному місці становить 3,60 м разом з 0,13 м шаром донних відкладень. Під час зйомки профілю потужності поглиненої дози виміряно, що на глибині 3,60 м показник потужності поглиненої дози складає  $0,77 \pm 0,05 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ . Спостерігається поступове зростання потужності поглиненої дози  $1,2 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  та  $2,0 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  на глибинах відповідно 3,55 м та 3,5 м. Найвищий показник потужності поглиненої дози  $2,4 \pm 0,17 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ , у точці 1–7, зафіксовано на глибині 3,45 м. Подальші вимірювання проводились у товщі води на глибинах 3,40 м, 3,35 м, 3,30 м, 3,25 м, 3,20 м та 3,15 м, де показники потужності поглиненої дози у воді над поверхнею донних відкладеннях змінювались від  $1,9 \pm 0,13 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  до  $0,48 \pm 0,03 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ .

Відібрані донні відкладення аналізувались за допомогою спектрометрів, за допомогою яких визначено, що об'ємна активність  $^{90}\text{Sr} - 6,1 \pm 1,2 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{137}\text{Cs} - 20,9 \pm 1,0 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{241}\text{Am} - 0,93 \pm 0,04 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{154}\text{Eu} - 0,05 \pm 0,01 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ .

Глибина в точці 1–8 сягає 1,80 м, на цій глибині потужність поглиненої дози дорівнює  $0,72 \pm 0,08 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ . У цій точці відібрано 0,12 м донних відкладень і встановлено, що на глибинах 1,75 м та 1,7 м потужність поглиненої дози становить відповідно  $1,0 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  та  $1,9 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ . Найвища потужність поглиненої дози зафіксована над донними відкладеннями, що сягає  $2,2 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ , і за подальшої зйомки у товщі води спостерігається тенденція до зниження потужності дози. На глибинах 1,60 м, 1,55 м, 1,50 м, 1,45 м, 1,40 м та 1,35 м зафіксовано відповідно такі значення  $1,9 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ,  $1,3 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ,  $0,9 \pm 0,1 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ,  $0,7 \pm 0,6 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ,  $0,47 \pm 0,04 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  та  $0,38 \pm 0,03 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ .

Встановлено, що об'ємна активність становить  $^{90}\text{Sr} - 4,32 \pm 0,8 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{137}\text{Cs} - 11,23 \pm 0,6 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{241}\text{Am} - 0,33 \pm 0,07 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ ,  $^{154}\text{Eu} - 0,024 \pm 0,006 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-3}$ .

У точці 1–9 було виявлено відсутність донних відкладень, тому що там піщане дно. Проведено вимірювання потужності поглиненої дози на глибинах 1,18 м, 1,13 м, 1,08 м, 1,03 м та 0,98 м та зафіксовано відповідно такі значення  $2,5 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,9 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,4 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $0,8 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $0,58 \pm 0,04$  мкГр·год<sup>-1</sup>.

Виміряно, що найглибшою точкою, що розташовується біля центру озера Бріт, є точка 2–0, глибина якої сягає 5,80 м, з якої 0,31 м – шар донних відкладень, а потужність поглиненої дози складає  $1,5 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. У подальших вимірюваннях, з покроковим підйманням дозиметра-радіометра, спостерігається поступове зростання потужності поглиненої дози  $2,16 \pm 0,15$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,72 \pm 0,26$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $7,27 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $11,51 \pm 0,8$  мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах 5,75 м, 5,70 м, 5,65 м та 5,60 м. На глибинах 5,55 м та 5,50 м було зафіксовано найвищі показники потужності поглиненої дози у даній точці, що склали  $16,2 \pm 1,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $16,8 \pm 1,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Наближаючись до поверхні донних відкладень та поступово підіймаючись до товщі води спостерігається зниження показників потужності поглиненої дози  $15,3 \pm 1,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $12,4 \pm 0,8$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $10,4 \pm 0,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $8,7 \pm 0,6$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $6,6 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $4,8 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах 5,45 м, 5,40 м, 5,35 м, 5,30 м, 5,25 м та 5,20 м.

У лабораторних умовах було виміряно об'ємну активність радіонуклідів за допомогою спектрометра, за результатами якого виміряно, що питома активність  $^{90}\text{Sr}$  –  $19,3 \pm 3,1$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $42,6 \pm 2,1$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $1,6 \pm 0,3$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,11 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Аналізуючи дані, отриманні після проведення вимірювань у точці 2–1, встановлено, що максимальна глибина становить 5,27 м, з них 0,33 м – донні відкладення. Потужність поглиненої дози на дні точки 2–1 становить  $1,5 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. За покрокового піднімання дозиметра на кожних 5 см було зафіксовано зростання показників потужності поглиненої дози:  $2,1 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,9 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $6,9 \pm 0,5$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $12,4 \pm 0,8$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибинах 5,02 м та 4,97 м було зафіксовано найвищі показники потужності

поглиненої дози, у точці 2–1, що склали  $17,7 \pm 1,2$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $16,9 \pm 1,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. З графіку спостерігається, що віддаляючись від поверхні донних відкладень, на точці 2–1, показники потужності поглиненої дози мають тенденцію до зниження. Відповідно на глибинах 4,92 м, 4,87 м, 4,82 м, 4,77 м, 4,72 м та 4,67 м показники потужності поглиненої дози здонних відкладень до товщі води поступово знижуються з  $12,8 \pm 0,8$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $9,8 \pm 0,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $7,1 \pm 0,6$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $4,8 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,4 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup> до  $2,4 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Посилаючись на отриманні результати проведених вимірювань, визначено, що у товщі води за віддалення детектора від поверхні донних відкладень, потужність поглиненої дози знижується.

Водночас зі зйомкою профілів змін потужності поглиненої дози відібрано донні відкладення та проведено спектрометричне вимірювання питомої активності радіонуклідів <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>241</sup>Am та <sup>154</sup>Eu у лабораторних умовах на вміст радіонуклідів. Отже, у пробі донних відкладень відібраних з точки 2–1 було визначено об'ємну активність радіонуклідів <sup>90</sup>Sr –  $16,9 \pm 2,3$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>137</sup>Cs –  $20,6 \pm 1,0$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>241</sup>Am –  $1,3 \pm 0,2$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>154</sup>Eu –  $0,07 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Аналізуючи одержані результати зйомки профілю потужності поглиненої дози на точці 2–2, було сформовано точкову діаграму на якій спостерігається, що глибина до піщаного дна в даній точці становить 2,50 м, разом з 0,34 м шаром донних відкладень, а потужність дози складає  $9,5 \pm 0,6$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибині 2,45 м –  $10,0 \pm 0,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найвищий показник потужності поглинені дози сягає  $10,6 \pm 0,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>, що зафіксовано на глибині 2,40 м. У подальшому ближче до поверхні донних відкладень та у товщі води спостерігається поступове зниження значень потужності поглиненої дози:  $8,7 \pm 0,6$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $6,2 \pm 0,4$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $4,1 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $3,0 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $2,2 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,7 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,5 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $1,1 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> на глибинах з кроком підйому в 5 см від 2,35 м до 2,00 м.

У відібраних донних відкладеннях у лабораторних умовах було виміряно об'ємну активність радіонуклідів: <sup>90</sup>Sr –  $17,7 \pm 2,8$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>137</sup>Cs –  $40,6 \pm 2,0$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>241</sup>Am –  $1,5 \pm 0,2$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>154</sup>Eu –  $0,09 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.



Глибина в точці 2–3 сягає 3,47 м, на цій глибині потужність поглиненої дози дорівнює  $0,50 \pm 0,04$  мкГр·год<sup>-1</sup>. У даній точці відібрано 0,22 м донних відкладень, і виміряно, що на глибинах 3,42 м та 3,37 м потужність поглиненої дози становить відповідно  $0,8 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $1,3 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найвищу потужність поглиненої дози  $2,3 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup> зафіксовано на глибині 3,32 м. За подальшої зйомки спостерігається тенденція до зниження потужності дози – на глибинах 3,27 м, 3,22 м, 3,17 м, 3,12 м, 3,07 м та 3,02 м зафіксовано відповідно такі значення  $1,5 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,0 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $0,70 \pm 0,07$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $0,56 \pm 0,05$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $0,43 \pm 0,04$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $0,33 \pm 0,03$  мкГр·год<sup>-1</sup>.

Виміряно об'ємну активність радіонуклідів у донних відкладеннях відібраних у точці 2–3, що становить – <sup>90</sup>Sr –  $5,8 \pm 1,1$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>137</sup>Cs –  $17,0 \pm 0,8$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>241</sup>Am –  $0,40 \pm 0,05$  Бк·см<sup>-3</sup>, <sup>154</sup>Eu –  $0,031 \pm 0,005$  Бк·см<sup>-3</sup>.

З отриманих результатів вимірювання визначено, що глибина в точці 2–4 становить, від поверхні води до донних відкладень, 2,04 м, від поверхні води до дна – 2,35 м. Потужність поглиненої дози на глибині 2,35 м складає  $0,72 \pm 0,05$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибинах 2,30 м, 2,25 м та 2,20 м зафіксовано поступове зростання показників потужності поглиненої дози – відповідно  $0,92 \pm 0,06$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,5 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $2,6 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. На глибинах 2,15 м, 2,10 м та 2,05 м було зафіксовано найвищі показники потужності поглиненої дози, що склали  $4,3 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $4,7 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $4,1 \pm 0,3$  мкГр·год<sup>-1</sup>. З точкової діаграми на рис. 3.8 спостерігається, що із збільшенням відстані від поверхні донних відкладень, у точці 2–4, показники потужності поглиненої дози мають тенденцію до зниження. Відповідно на глибинах 2,00 м, 1,95 м, 1,90 м, 1,85 м, 1,80 м та 1,75 м показники поступово стають нижчими –  $3,4 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $2,7 \pm 0,2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,9 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,4 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $1,0 \pm 0,1$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $0,72 \pm 0,05$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Посилаючись на отримані результати проведених вимірювань, було визначено, що у товщі води за збільшення відстані між детектором та поверхнею донних відкладень, потужність поглиненої дози знижується.

Одночасно зі зйомкою профілів змін потужності поглиненої дози було відібрано зразки донних відкладень та проведено спектрометричне вимірювання у лабораторних умовах на визначення об'ємної активності радіонуклідів. То ж у пробі донних відкладень з точки 2–4 було виміряно об'ємні активності  $^{90}\text{Sr}$  –  $6,4 \pm 0,5$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $17,0 \pm 0,8$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,29 \pm 0,03$  Бк·см<sup>-3</sup> та  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,013 \pm 0,003$  Бк·см<sup>-3</sup>.

Аналізуючи отриманні дані з точки 01 дослідженої у оз. Глибоке, було виміряно, що глибина в даному місці становить 6,60 м разом з 0,42 м шаром донних відкладень. Під час зйомки профілю потужності поглиненої дози виміряно, що на глибині 5,60 м потужність поглиненої дози складає  $13,6 \pm 1,0$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Спостерігається поступове зростання потужності поглиненої дози  $19,4 \pm 1,4$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $31,8 \pm 2,2$  мкГр·год<sup>-1</sup> відповідно на глибинах 5,55 м та 5,50 м. На глибині 5,45 –  $39,3 \pm 2,7$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Найбільшу потужність дози  $40,9 \pm 2,8$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $40,6 \pm 2,8$  мкГр·год<sup>-1</sup>, у даній точці, було зафіксовано в верхньому двадцятисантиметровому шарі донних відкладень на глибинах 5,40 м та 5,35 м. Подальші вимірювання проводились у товщі води на глибинах 5,30 м, 5,25 м, 5,20 м та 5,15 м, де потужність поглиненої дози відповідно становить  $37 \pm 2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $34 \pm 2$  мкГр·год<sup>-1</sup>,  $29 \pm 2$  мкГр·год<sup>-1</sup> та  $24 \pm 2$  мкГр·год<sup>-1</sup>. Подальші вимірювання проводились з кроком 5 см від 5,10 м до 4,40 м у товщі води, з результатів яких спостерігається зниження потужності поглиненої дози з  $20 \pm 1$  мкГр·год<sup>-1</sup> до  $0,55 \pm 0,04$  мкГр·год<sup>-1</sup>.

Відібрані донні відкладення вимірювались за допомогою спектрометрів. Визначено, що об'ємна активність радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  становить  $14,5 \pm 2,6$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{137}\text{Cs}$  –  $22,9 \pm 1,1$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,83 \pm 0,14$  Бк·см<sup>-3</sup>,  $^{154}\text{Eu}$  –  $0,07 \pm 0,01$  Бк·см<sup>-3</sup>.

На нашу думку, відсутність кореляції між величиною об'ємної активності радіонуклідів і глибиною залягання донних відкладень ув озері Бріт (рис. 3.9.) пов'язано із впливом змиву радіонуклідів з водозабору (рис. 3.1.) на формування радіоактивного забруднення профілю донних відкладень (рис. 3.7., 3.8.). У оз. Глибоке, враховуючи відносно більшу площу озера і менший вплив змиву радіонуклідів з водозабору, така кореляція спостерігається

[55].

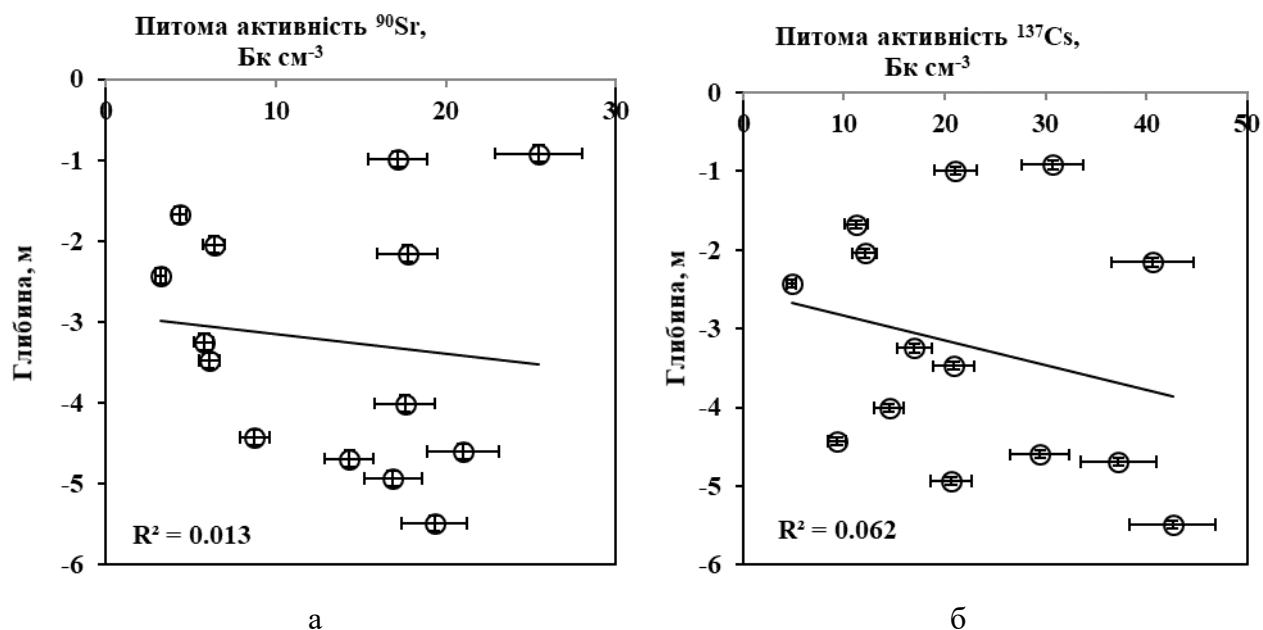


Рис. 3.9. Залежність показників питомої активності <sup>90</sup>Sr (а) та <sup>137</sup>Cs (б) у відібраних точках від показників глибин в озері Бріт [130]

Загалом зовнішня доза опромінення тіла риби, залежить від глибини донних відкладень та може відрізнятись від середніх значень до 2–3 разів, що зазвичай використовується в розрахунках, не виключенням є і пакет програм ERICA Tools. У зв'язку з цим, для коректних оцінок доз опромінення риб необхідні дані про просторово-часовий розподіл риб у водоймі протягом року та співставлення їх до результатів прижиттєвої дозиметрії.

У таблиці наведено виміряну питому активність <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>154</sup>Eu, <sup>241</sup>Am у донних відкладеннях озер Бріт та Глибоке. Об'ємна активність <sup>137</sup>Cs у донних відкладеннях, що формує ППД, змінюється всього у 8 разів – від 5 до 43 Бк·см<sup>-3</sup>.

**Середня об'ємна активність радіонуклідів у профілях донних відкладень  
та величин середньої потужності поглинутої дози зовнішнього  
опромінення (M± SD) [130]**

Проба	Донні відкладення, см		Об'ємна активність, Бк·см <sup>-3</sup>				Середня потужність дози зовнішнього опромінення	
	Глибина	Товщина	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>154</sup> Eu	Розрахована, мкГр·го д <sup>-1</sup>	Виміряна, мкГр·го д <sup>-1</sup>
озеро Бріт								
1-0	92	43,0	26±3	31±2	1,4±0,3	0,08±0,01	9,7±0,6	19±4
1-1	99	20,0	17±2	21±1	1,2±0,2	0,05±0,01	6,6±0,6	5,5±1,1
1-2	243	6,0	3,2±0,6	4,8±0,2	0,19±0,01	0,010±0,001	1,5±0,1	5±2
1-3	401	39,0	18±4	14,5±0,7	0,72±0,08	0,047±0,005	4,7±0,2	9±7
1-4	460	30,0	21±3	29±2	1,3±0,1	0,09±0,01	9,2±0,4	12±5
1-5	469	30,0	14±3	37±2	2,1±0,3	0,16±0,02	11±1	7,6±5,0
1-6	443	30,0	9±2	9±1	0,35±0,09	0,02±0,01	2,9±0,2	2,6±1,4
1-7	347	12,6	6±1	21±1	0,93±0,04	0,053±0,009	6,3±0,3	1,6±0,7
1-8	168	12,5	4,3±0,8	11,2±0,6	0,3±0,1	0,024±0,006	3,4±0,2	1,6±0,7
2-0	549	31,0	19±3	43±2	1,6±0,3	0,10±0,02	13±1	8,5±6,5
2-1	494	33,5	17±2	21±1	1,3±0,2	0,07±0,01	6,6±0,3	9,3±6,5
2-2	216	34,2	18±3	41±2	1,5±0,2	0,09±0,01	12±1	6,8±3,4
2-3	325	22,0	6±1	17±1	0,41±0,05	0,03±0,01	5,1±0,3	1,3±0,7
2-4	204	30,6	6,4±0,5	17±1	0,31±0,03	0,013±0,003	5,1±0,2	2,7±1,7
озеро Глибоке								
01	518	42,2	15±3	23±1	0,8±0,2	0,07±0,01	7,1±0,3	31±9

На основі питомої активності радіонуклідів у донних відкладеннях і дозових коефіцієнтів можна оцінити середню створювану ними потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення [85]. Для оцінки потужності поглинутих доз зовнішнього опромінення були використані такі дозові коефіцієнти для гамма-випромінювання:  $^{137}\text{Cs} \rightarrow ^{137\text{m}}\text{Ba}$

( $0,3 \text{ (мкГр}\cdot\text{год}^{-1}) \cdot (\text{Бк}\cdot\text{см}^{-3})^{-1}$ ),  $^{241}\text{Am}$  ( $0,01 \text{ (мкГр}\cdot\text{год}^{-1}) \cdot (\text{Бк}\cdot\text{см}^{-3})^{-1}$ ) і  $^{154}\text{Eu}$  ( $0,6 \text{ (мкГр}\cdot\text{год}^{-1}) \cdot (\text{Бк}\cdot\text{см}^{-3})^{-1}$ ) [85, 84, 131]. У точках відбирання проб середня розрахована та виміряна ППД в донних відкладах оз. Бріт змінювалась у межах  $1,3\text{--}19 \text{ мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$  (табл. 3.2) і була сумісною з внутрішньою дозою опромінення риб ( $5\text{--}15 \text{ мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$ ). Враховуючи, що риби перебувають у донних відкладах тільки в зимовий період, можна зробити висновок, що річні поглинені дози внутрішнього опромінення риб в оз. Бріт будуть перевищувати дози зовнішнього опромінення.

Отримані результати [130] показують помірну кореляцію за шкалою Чеддока (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена 0,4 за рівня значимості  $<0,1$ ) між виміряними і розрахунковими значеннями ППД у донних відкладах (рис. 3.10). Результати підтверджують високу невизначеність оцінки зовнішніх доз опромінення організмів від донних відкладень на основі лише вимірювань середньої питомої активності радіонуклідів та відсотка сухої ваги у всьому шарі донних відкладень (табл. 3.2, рис. 3.10), не враховуючи їх вертикального профілю розподілу, часу перебування і просторового місцезнаходження організмів щодо донних відкладень у кожному конкретному водоймищі.

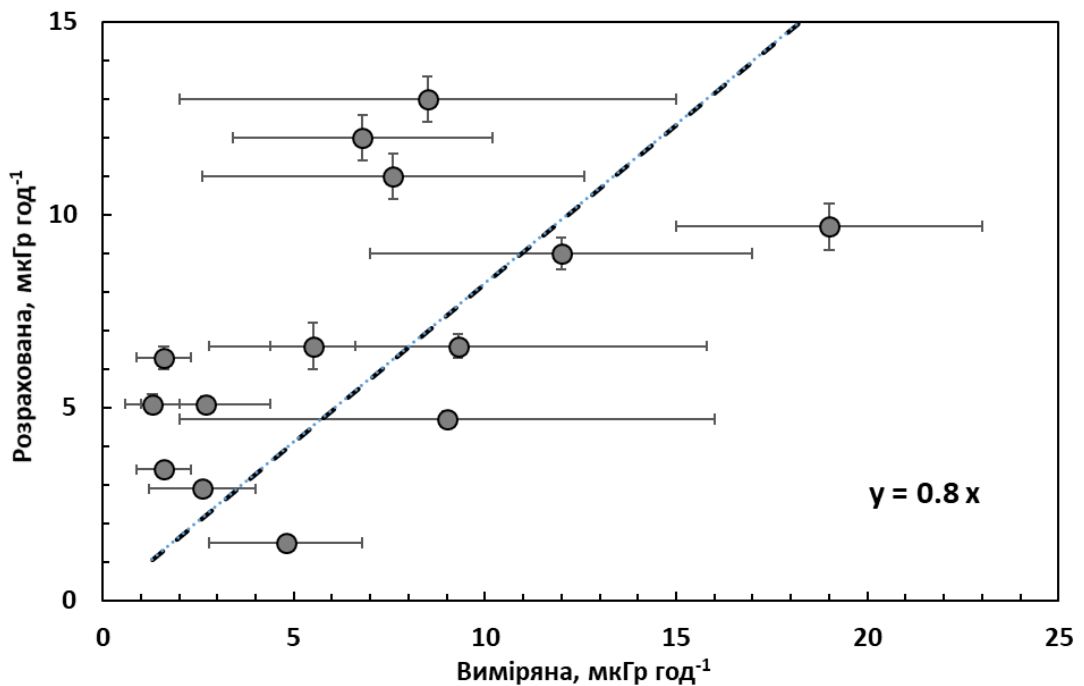


Рис. 3.10. Співвідношення між середніми експериментальними і розрахунковими значеннями ППД у профілі донних відкладень озера Бріт [130]

«ERICA Assessment Tool» [85] була рекомендована ICRP як базовий метод розрахунку доз для нелюдської біоти. Для оцінки доз для водних організмів на поверхні (2л геометрія опромінення) або всередині донних відкладень (4л геометрія опромінення) в ERICA використовується лише середня питома активність донних відкладень (за гомогенного розподілу радіонуклідів у шарі без урахування його товщини). Таке спрощення використовується оскільки неможливо достеменно встановити на яку саме глибину зависі можуть занурюватися придонні види риб або на якій відстані від донних відкладень вони знаходяться упродовж певних періодів життєвого циклу у конкретній водоймі. Потужність поглиненої дози у воді на відстані 50–60 см від донних відкладень, забруднених  $^{137}\text{Cs}$ , зменшується на порядок величини (рис. 3.4). Розподіл ППД у воді і донних відкладах разом із інформацією щодо просторово-часового положення організмів у конкретній водоймі дозволить більш точно оцінити поглинуті дози зовнішнього опромінення у порівнянні з «ERICA Assessment Tool» [85] і валідувати отримані оцінки з прямими прижиттєвими вимірюваннями.

Визначаючи показники забруднення донних відкладень, радіонуклідні ізотопи представлені не лише доступними формами радіонуклідів, але і в формі гарячих частинок, котрі залишились не окисненими. Результати авторадіографії донних відкладень озер Бріт та Глибоке (рис. 3.11) підтверджують наявність гарячих частинок, що може бути причиною нерівномірного просторового розподілу активності радіонуклідів та доз опромінення риб [132].

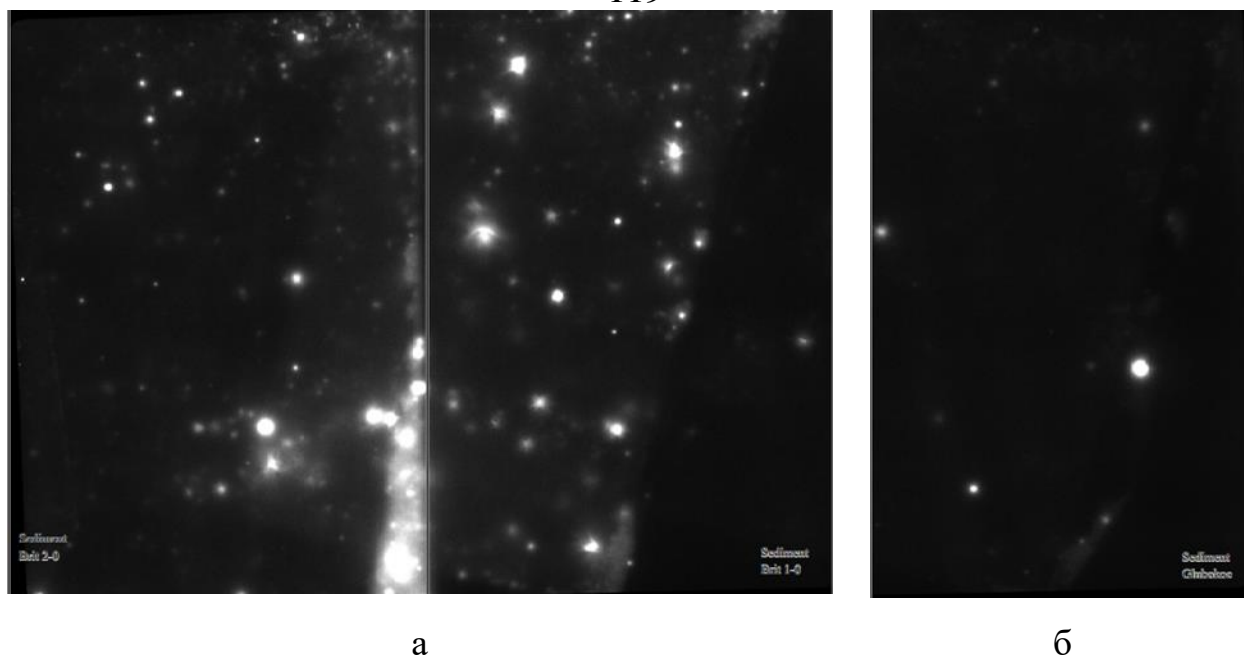


Рис. 3.11. Автографи зразків донних відкладень озер Бріт (точки 1–0 і 2–0) (а) та Глибоке (точка 01) (б) [130]

#### 3.4. Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке

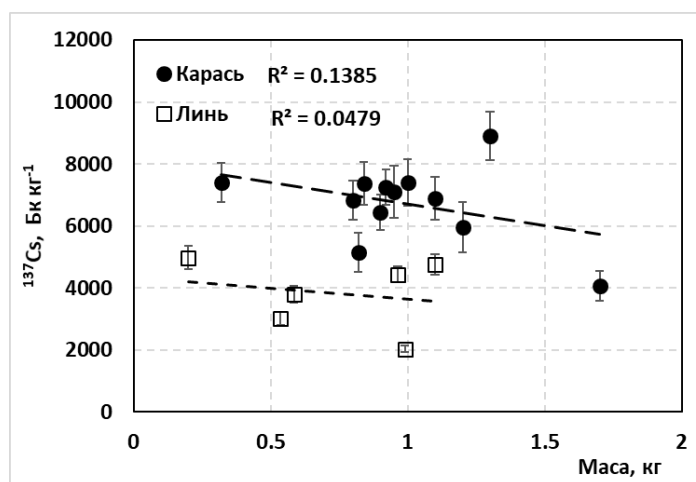
Під час проведення дослідження [115] визначено, що протягом останніх 5 років питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді суттєво не змінювалася і становила відповідно близько  $100 \pm 10 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $4 \pm 1 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ . Середній вміст стабільних елементів у воді оз. Глибоке складав:  $\text{Na} - 4,5 \pm 0,4 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{Mg} - 3,8 \pm 0,3 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{K} - 1,2 \pm 0,1 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{Ca} - 30 \pm 2 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{Sr} - 0,11 \pm 0,04 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;  $\text{Cs} - 5 \pm 3 \text{ нг} \cdot \text{л}^{-1}$  [56, 58].

Середньоарифметична питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині аборигенних карасів сріблястих ( $N=12$ , 27.03.2019) масою від 320 до 1700 г та линів ( $N=5$ , 08.07.2020) масою від 200 до 1100 г оз. Глибоке відповідно складала  $6,7 \pm 1,2 \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$  (середнє геометричне  $6,6 * 1,2^{\pm 1} \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) та  $3,8 \pm 1,1 \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$  (середнє геометричне  $3,7 * 1,4^{\pm 1} \text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ). Такі значення відповідають рівноважним коефіцієнтам накопичення ( $CF$ , відношення питомої активності радіонукліда в тканині риби ( $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) до питомої активності у воді ( $\text{Бк} \cdot \text{л}(\text{кг})^{-1}$ ) для карася –  $1860 \pm 615$  та лина –  $960 \pm 280$ . Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у м'язовій тканині карасів була на порядок менша у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$

і становила лише  $0,5 \pm 0,3$  кБк·кг<sup>-1</sup> ( $CF=5 \pm 3$ ), водночас питома активність <sup>90</sup>Sr в кістковій тканині карасів та линів була більш ніж у 100 разів вищою у порівнянні з м'язовою тканиною –  $63 \pm 16$  кБк·кг<sup>-1</sup> ( $CF=630 \pm 160$ ) та  $69 \pm 14$  кБк·кг<sup>-1</sup> ( $CF=690 \pm 140$ ).

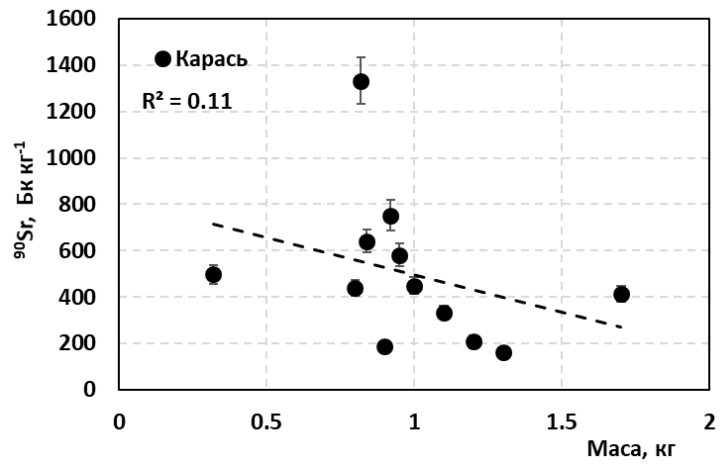
Водночас не спостерігалось достовірності кореляції між питомою активністю <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr в м'язовій та кістковій тканинах аборигенних карасів і їх масою – «розмірний» ефект (рис. 3.12), що не співпадає з певними літературними даними [88].

Значення питомої активності <sup>137</sup>Cs в м'язовій тканині аборигенних краснопірок (N=243) масою 3–260 г, які були відібрані у оз. Глибоке протягом 2016–2021 рр. характеризувалось великою варіабельністю (рис. 3.13 а). Середньоарифметичне значення вибірки склало  $9,9 \pm 4,2$  кБк·кг<sup>-1</sup> (середнє геометричне  $9,0 * 1,8^{\pm 1}$  кБк·кг<sup>-1</sup>), що співпадає з літературними даними [53, 25]. Жодних статистично значущих залежностей питомої активності <sup>137</sup>Cs у м'язовій (рис. 3.13 а) і <sup>90</sup>Sr кістковій (рис. 3.13) тканинах аборигенних краснопірок від її маси, або сезону року за час спостереження встановлено не було, що відповідає літературним даним [53, 25].

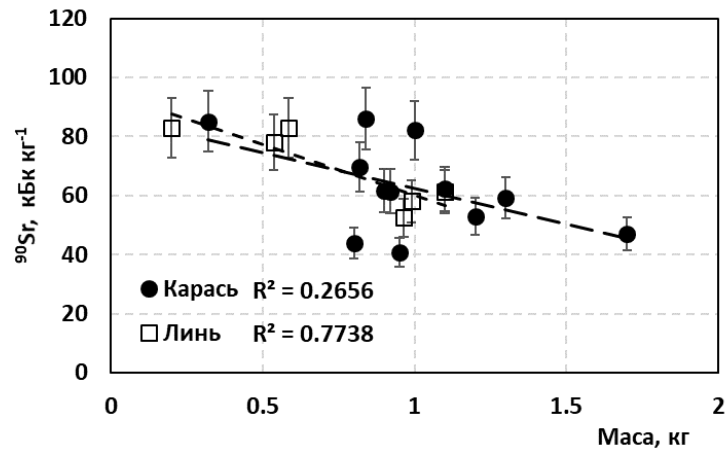


а



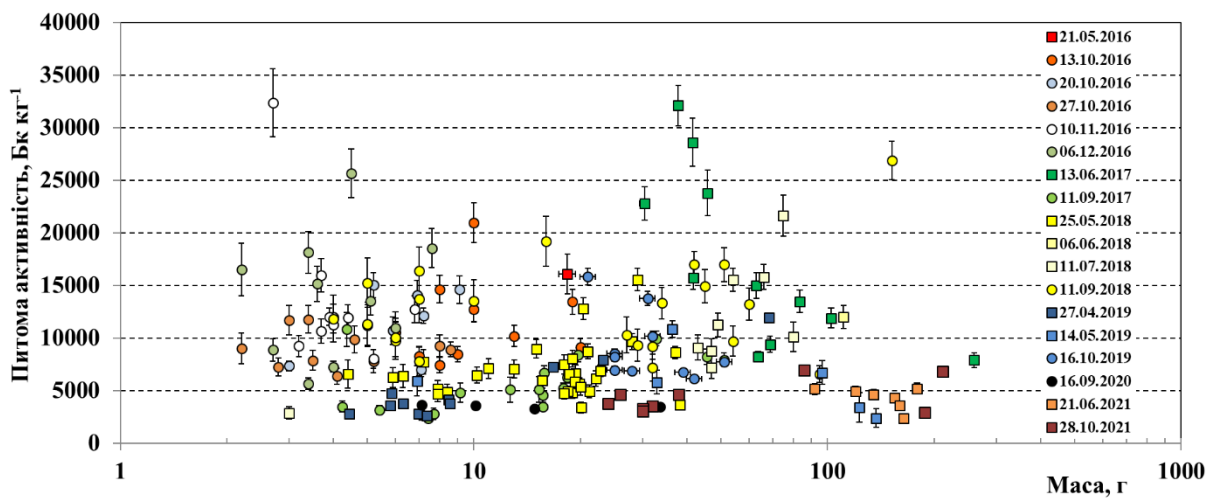


б

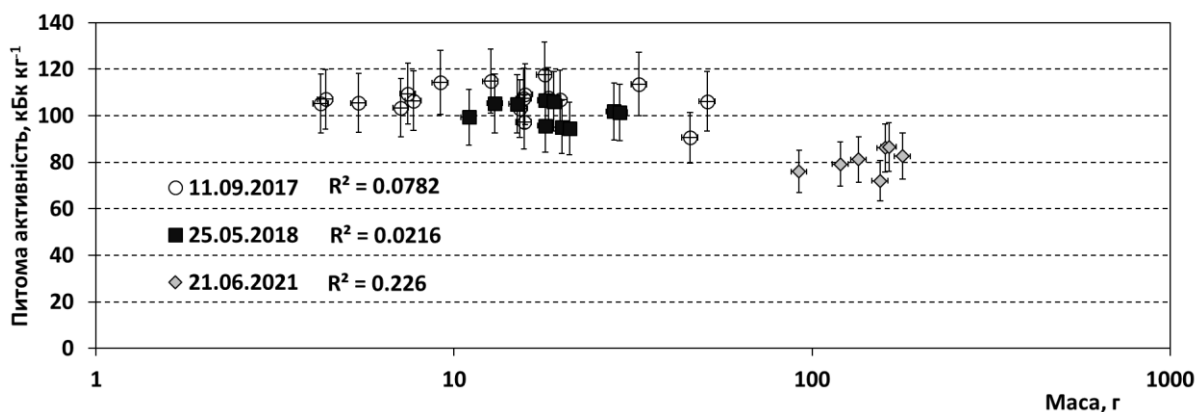


в

Рис. 3.12. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині (а) та  $^{90}\text{Sr}$  в м'язовій (б) і кістковій (в) тканинах риб в оз. Глибоке [115]



а



б

Рис. 3.13. Показники питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в м'язовій тканині (а) та  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій (б) тканині краснопірок в 2016–2021 роках в озері Глибоке [115]

Період напівзменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині краснопірок різної ваги, спійманих протягом однієї доби в 2016–2021 роках в оз. Глибоке, склав 3.2 роки (рис. 3.14), що приблизно в 2 рази менше у порівнянні з літературними даними [25, 55]. Період напівзменшення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині краснопірок був 9,5 років (рис. 3.14).

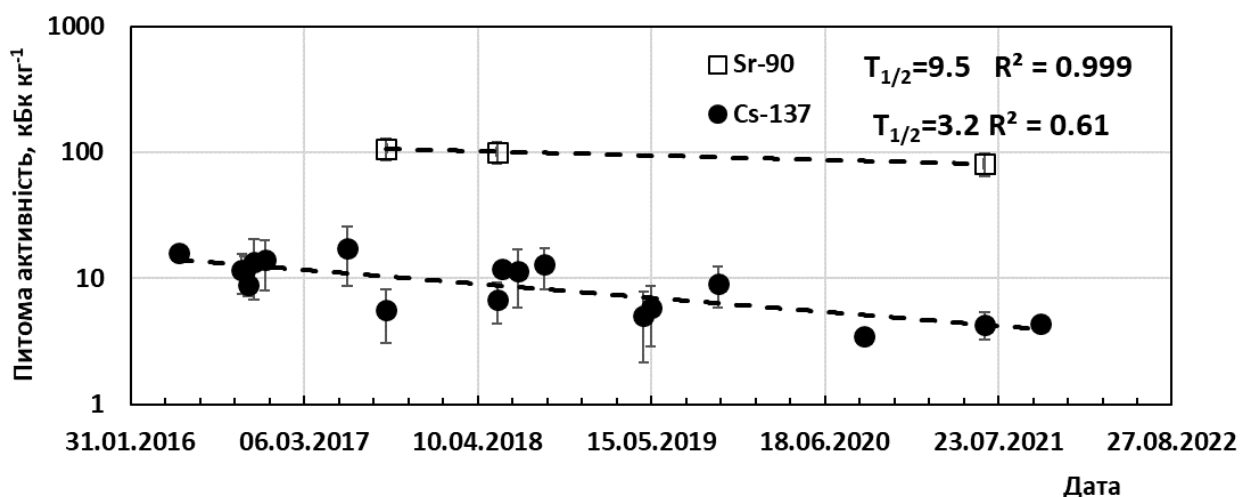
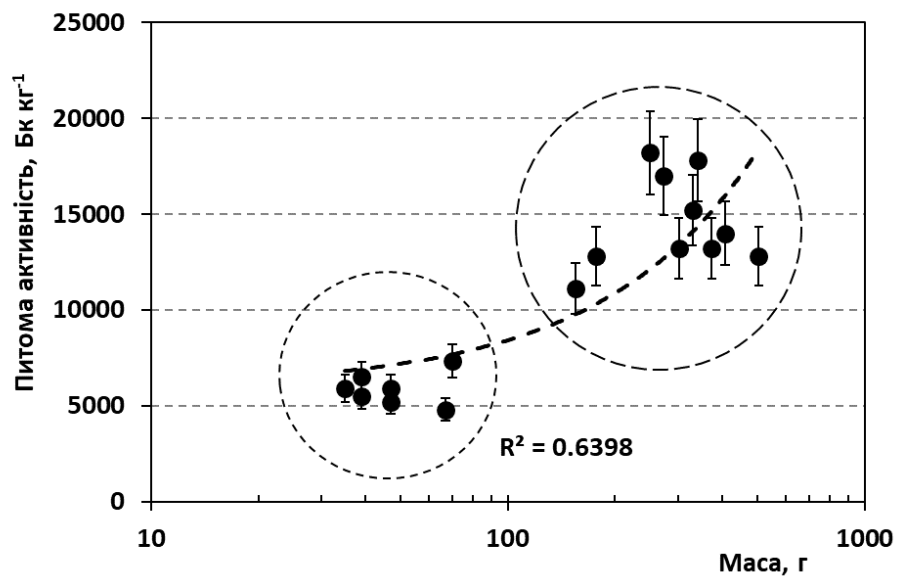


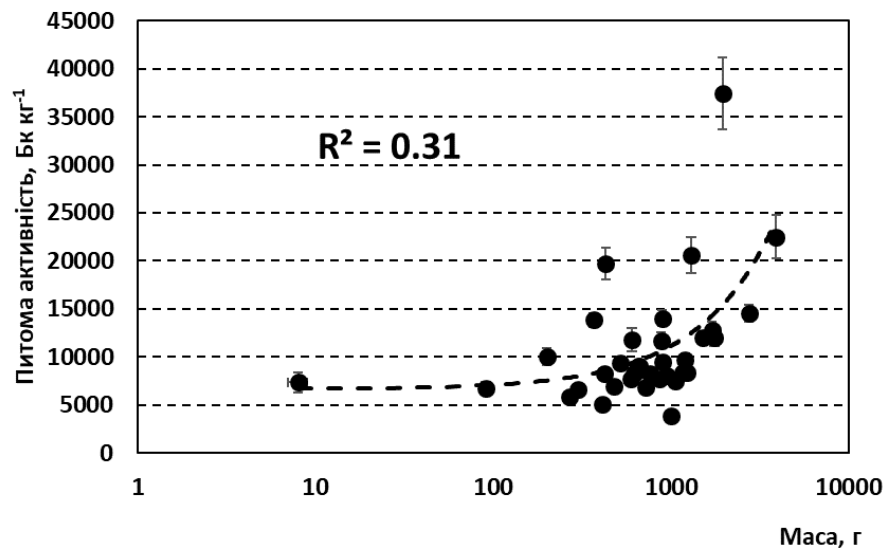
Рис. 3.14. Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в м'язовій і  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині краснопірок різної маси, спійманих в 2016–2021 роках в озері Глибоке [115]

У «хижих» риб, таких як окунь звичайний (*Perca fluviatilis*) і щука звичайна (*Esox lucius*), «розмірний» ефект для питомої активності  $^{137}\text{Cs}$

у м'язовій тканині є більш вираженим, у порівнянні з «мирними» рибами (рис. 3.15 а і 3.15 б). У окуня масою менше 70 г питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині (близько  $5 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) була в 3 рази менше, у порівнянні з більш великими рибами масою понад 110 г (близько  $15 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) (рис. 3.15 а). На наш погляд, це обумовлено різним раціоном живлення окуня з різним вмістом  $^{137}\text{Cs}$ . Кореляції між питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині щук і їх масою в оз. Глибоке не спостерігалось (рис. 3.15 в).



а



б

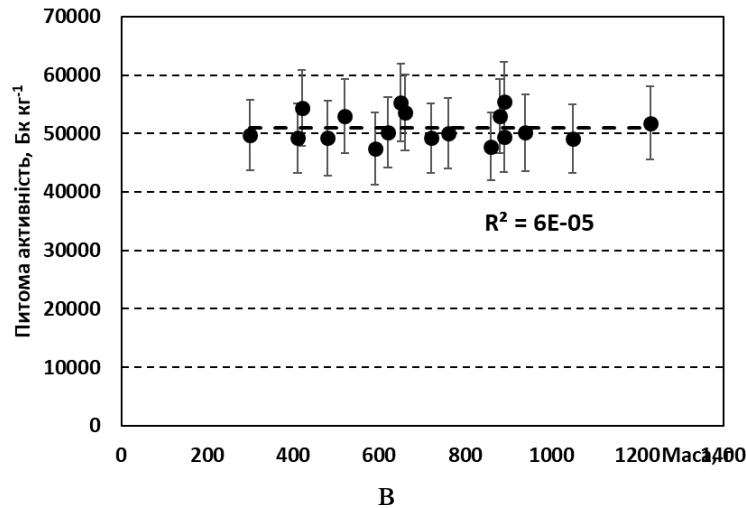


Рис. 3.15. Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в м'язовій тканині окуня звичайного (*Perca fluviatilis*) (а) і щуки звичайної (*Esox lucius*) (б) та  $^{90}\text{Sr}$  в кістковій тканині щуки (в) в 2016–2019 роках в озері Глибоке [115]

Активність трансуранових елементів в органах риби була значно нижче, у порівнянні з  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Питома активність альфа- ( $^{238-240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ ) і бета- ( $^{241}\text{Pu}$ ) випромінюючих ізотопів у кістковій тканині риби не перевищувала відповідно 3–5  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$  і 50–70  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в печінці риби була на рівні м'язової тканини, водночас як  $^{238-240}\text{Pu}$  (до 30  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) і  $^{241}\text{Am}$  (до 50  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) – на порядок більше, в порівнянні з м'язовою тканиною.

Отримані результати показали, що найбільші рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  спостерігалися в м'язовій тканині щуки (до  $37,4\pm 3,7$   $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) (рис. 3.15 б), а найбільші питомі активності  $^{90}\text{Sr}$  спостерігалися в кістковій тканині краснопірок (до  $118\pm 15$   $\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) (рис. 3.13 б).

Середнє співвідношення між питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  загалом в організмі прісноводних риби та кістковою тканиною складе 0,14, а між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  загалом в організмі риби та м'язовою тканиною дорівнює 1,1 [106]. Отже, вміст радіонуклідів у рибі оз. Глибоке в сотні разів перевищує допустимі рівні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в свіжій та мороженій рибі в Україні (ДР-2006) – відповідно 35  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$  і 150  $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$  [50, 6].

На підставі отриманих експериментальних даних проведено розрахунок потужності максимальних поглинутих доз внутрішнього опромінення риб в оз. Глибоке.

Оцінки внутрішньої дози опромінення були зроблені на підставі виміряних значень питомих активностей радіонуклідів у різних органах для риб масою 1 кг і пропорцією «довжина:висота:ширина» = «1:0,2:0,1» з використанням рекомендованих МКРЗ дозових коефіцієнтів (<http://biotadc.icrp.org>) (табл. 3.5). З наведених результатів видно, що найбільша потужність внутрішньої поглиненої дози формується в кістковій тканині ( $77 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) та прилеглих органах (головний і спинний мозок, нирки, зябра, кришталик ока і т. д.) за рахунок бета-випромінювання  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ . У м'язовій тканині і тілі риби потужність внутрішньої поглиненої дози буде на порядок менше – ( $7,5 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ). Незначна потужність поглиненої дози буде також у печінці – ( $7,8 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ), однак з огляду на ваговий коефіцієнт альфа випромінювання (10–20) по відношенню до бета- і гамма-випромінювання, еквівалентна доза опромінення організму риб може бути значно вищою, за рахунок альфа випромінювання  $^{238-240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$  (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

### Оцінки внутрішніх доз опромінення тканин риби в озері Глибоке [115]

Радіонуклід	Максимальна питома активність, кБк/кг			Дозовий коефіцієнт DC, ( $\text{мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ ) / ( $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ )	Потужність поглинутої дози, $\text{мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$		
	М'язи	Кістки	Печінка		М'язи	Кістки	Печінка
$^{90}\text{Sr}$	0,5	120	0,5	6,2E-04	0,3	74,4	0,3
$^{137}\text{Cs}$	40	15	40	1,8E-04	7,2	2,7	7,2
$^{238-240}\text{Pu}$	0,003	0,004	0,03	3,1E-03	0,01	0,01	0,09
$^{241}\text{Pu}$	0,05	0,06	0,5	5,7E-06	0,0003	0,0003	0,003
$^{241}\text{Am}$	0,005	0,005	0,05	3,2E-03	0,02	0,02	0,16
Всього					<b>7,5</b>	<b>77,1</b>	<b>7,8</b>

Відповідно до рекомендацій МАГАТЕ і МКРЗ, допустима доза, за якої забезпечується захист більш 95 % всіх видів риб, це  $417 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  ( $10 \text{ мГр} \cdot \text{доба}^{-1}$ ) [110]. Вона перевищує наші консервативні оцінки більш ніж у 5 разів (табл. 3.5).

### 3.5. Оцінки поглинених доз рибами у досліджуваних водоймах

Для проведення оцінки потужності поглиненої дози для риб в озерах Бріт та Глибоке в залежності від їх маси, розмірів та особливостей існування було оцінено внесок зовнішньої та внутрішньої доз опромінення риб. Потужність дози зовнішнього опромінення риб безпосередньо залежить від особливостей їх існування. Нажаль, через військову агресію, результати акустичної 3-д телеметрії, що дають змогу визначити просторове розташування риб протягом року у досліджуваних водоймах, залишились в ЧЗВ на невизначений термін. Саме тому було проаналізовано літературні дані, що дало змогу провести оцінки зовнішньої дози опромінення риб для ймовірних місць перебування досліджуваних представників іхтіофауни протягом року. Для оцінки зовнішньої дози опромінення в оз. Глибоке використано літературні дані [123] щодо питомих активностей  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  в донних відкладеннях, проте в оз. Бріт використано виміряні об'ємні активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  донних відкладень (табл. 3.6) у ймовірних місцях перебування риб протягом року, відповідно до їх екологічних особливостей (табл. 2.3), та дозові коефіцієнти МКРЗ для зовнішнього опромінення риб для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  для різного розміру і ваги риб (табл. 2.1).

Таблиця 3.6

#### Показники питомої активності донних відкладень та води в озері Бріт, кБк кг<sup>-1</sup>

Глибина, м	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>					
	$^{90}\text{Sr}$			$^{137}\text{Cs}$		
Вода	0,072±0,009			0,0015±0,0003		
	мін.	сер.	макс.	мін.	сер.	макс.
<1	17,2±13 %	21,5±13 %	25,5±12 %	21 1±5 %	26 0±5 %	30,7±5 %
1–2	3,2±20 %	7,9±18 %	17,7±16 %	4,8±5 %	18,5±5 %	40,6±5 %
2–3	5,8±20 %	6,0±20 %	6,1±20 %	17,0±5 %	19,0±5 %	20,9±5 %
3–4	8,8±18 %	13,5±19 %	17,6±20 %	9,3±5 %	11,7±5 %	14,5±5 %
Зимувальна яма	14,3±20 %	17,0±17 %	21,0±16 %	20,6±5 %	32,0±5 %	42,6±5 %

Таблиця 3.6 демонструє результати дослідження питомої активності радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді та донних відкладеннях озера Бріт на різних глибинах. Відібрані проби донних відкладень дозволили визначити середні значення питомої активності для кожної глибини, що дало змогу оцінити просторовий розподіл радіонуклідів у водоймі.

У водному шарі озера активність  $^{90}\text{Sr}$  становить  $0,072 \pm 0,009$  кБк  $\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  –  $0,0015 \pm 0,0003$  кБк  $\text{кг}^{-1}$ . Ці значення свідчать про низький вміст радіонуклідів у водній товщі порівняно з донними відкладеннями, де активність їх значно вища.

Для донних відкладень на різних глибинах було визначено середні значення питомої активності. Найвищі показники концентрації  $^{90}\text{Sr}$  виявлено на глибині менше 1 метра, де середня активність становить  $21,5 \pm 13$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$  із максимальним значенням  $25,5 \pm 12$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ . Активність на глибині 1–2 метри є значно нижчою —  $7,9 \pm 18$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ , що свідчить про зниження концентрації стронцію з поглибленням. Проте на глибині 3–4 метри активність знову зростає до  $13,5 \pm 19$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ , що може свідчити про нерівномірний розподіл радіонуклідів у донних шарах. У зимувальній ямі спостерігається середня активність на рівні  $17,0 \pm 17$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ , що вказує на збереження значного рівня накопичення  $^{90}\text{Sr}$  на великій глибині.

Показники питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в донних відкладеннях також мають різну динаміку залежно від глибини. Найвища концентрація цього радіонукліду спостерігається на глибині менше 1 метра, де середня активність становить  $26,0 \pm 5$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$  з максимальним значенням  $30,7 \pm 5$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ . На глибині 1–2 метри спостерігається тенденція до зниження середньої активності  $^{137}\text{Cs}$  до  $18,9 \pm 5$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ , проте на глибині 2–3 метри активність знову зростає до  $20,9 \pm 5$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ . У зимувальній ямі зафіксовано найбільші значення середньої активності –  $32,0 \pm 5$  % кБк  $\text{кг}^{-1}$ , що свідчить про накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у цій частині водойми.

**Показники середньої питомої активності донних відкладень та води в озері  
Глибоке, кБк кг<sup>-1</sup>**

Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>			Література
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	
Нерестовища	22,8±6,8	131,0±34,1	[123]
Нагул	30,2±10,6	86,2±13,6	
Зимівля	51,7±15,5	436,0±117,7	
Вода	0,10±0,01	0,004±0,001	

Також, для оцінки внутрішньої дози опромінення риб в оз. Бріт було використано виміряні питомі активності <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs в рибах з оз. Глибоке та розраховано за допомогою коефіцієнтів накопичення радіонуклідів з води до організму риб (*CR*) за різного вмісту у воді K<sup>+</sup> і Ca<sup>2+</sup>, також виміряно показники питомої активності радіонуклідів <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs та вміст K<sup>+</sup> і Ca<sup>2+</sup> у воді. Результати розрахунків наведено у таблиці 3.8. Оцінка доз внутрішнього опромінення проводилась згідно з формулою 2.4.

Таблиця 3.8

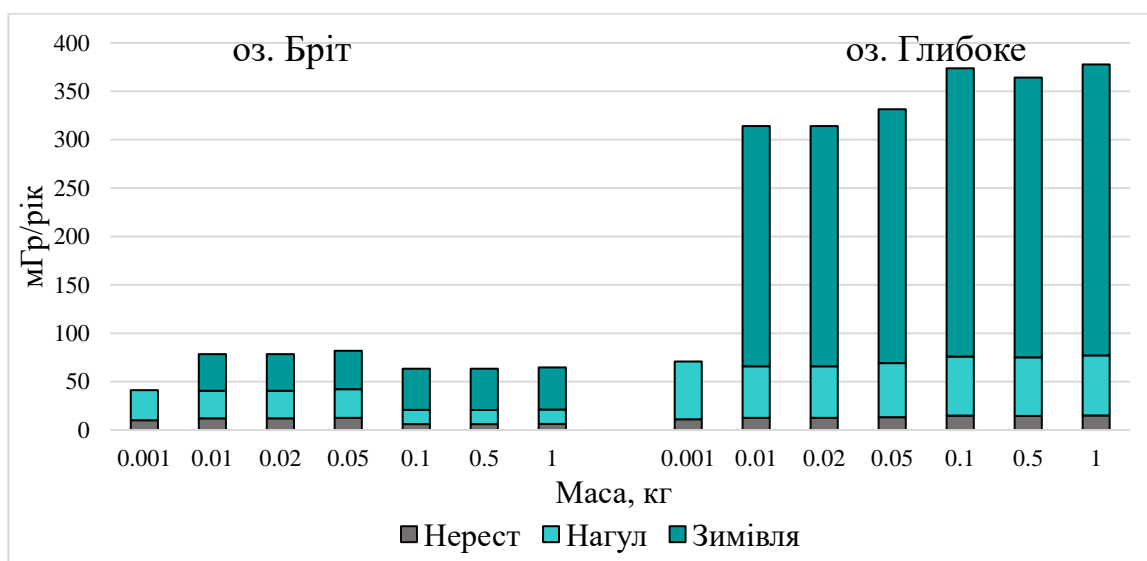
**Питома активність у різних видах риби, кБк кг<sup>-1</sup>**

Вид	оз. Бріт		оз. Глибоке	
	Питома активність, кБк кг <sup>-1</sup>			
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Карась сріблястий ( <i>Carassius gibelio</i> )	44	2,5	8,9	3,8
Лин ( <i>Tinca tinca</i> )	44	1,4	8,9	2,1
Краснопірка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	69	3,7	14	5,5
Щука ( <i>Esox lucius</i> )	35	3,7	7	5,6
Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> ):		–		–
до 0,1 кг	42	1,0	9 [123]	2,8
більше 0,1 кг		3,1		8,4

Анлізуючи життєвий цикл популяції карасів сріблястих [120], стало відомо, що період нересту проходить з травня по липень, що складає 92±10 днів. Також враховано, що мальки карася до зимового періоду набирають масу до 0,01 кг. Розраховано, що за період нересту, залежно від маси і фігури тіла,



потужність дози зовнішнього опромінення в середньому становить від 2,7 до 5,9 мкГр год<sup>-1</sup>. Потужність дози зовнішнього опромінення в оз. Глибоке за період нересту становить 5–7 мкГр год<sup>-1</sup>. Період нагулу триває протягом 164±10 доби і розрахована потужність дози зовнішнього опромінення в оз. Бріт коливається від 3,8 до 7,6 мкГр год<sup>-1</sup>, а в оз. Глибоке 12–16 мкГр год<sup>-1</sup>. Також, було враховано ймовірність, що риби масою більше 0,1 кг в період нересту можуть перебувати на глибині до 2 м. У літературних даних [55] припускається, що карасі сріблясті в зимовий період, що за показниками температури води складає 109±10 діб, стають малорухомими і весь зимовий період знаходяться в зимувальних ямах зануреними у донні відкладення, що зумовлює найбільший вплив доз зовнішнього опромінення в оз. Бріт від 12,2 до 16,4 мкГр год<sup>-1</sup>, в оз. Глибоке доза зовнішнього опромінення карася сріблястого значно більша 85–115 мкГр год<sup>-1</sup>. Результати розрахунків доз зовнішнього опромінення за кожен період у залежності від маси і розмірів карасів сріблястих наведено на рис. 3.16.



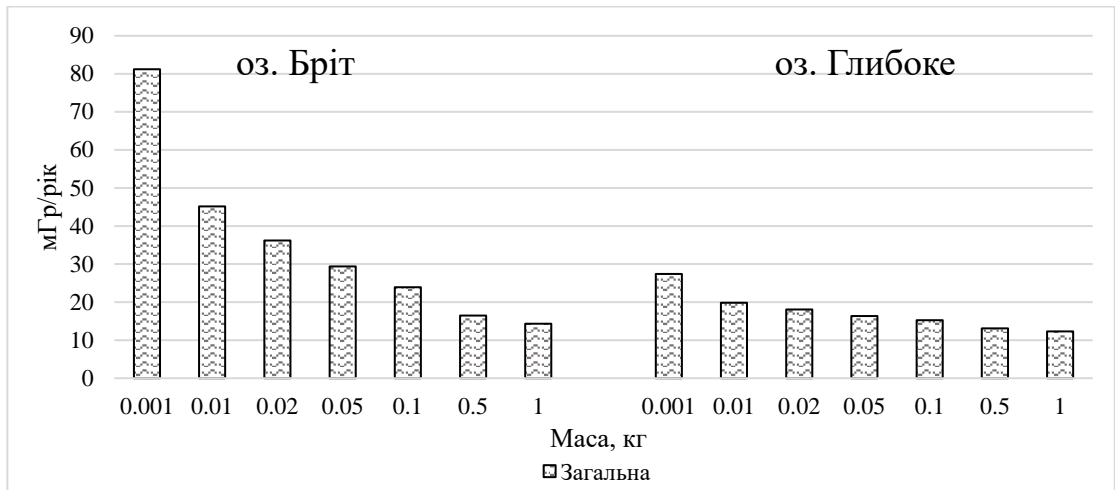
Примітка. Похибка для результатів оцінки доз зовнішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у донних відкладеннях складає 50 %

Рис. 3.16. Дози зовнішнього опромінення карасів сріблястих різної маси залежно від місця їх перебування озерах Бріт і Глибоке протягом року

Найбільшого впливу в оз. Бріт доз зовнішнього опромінення 78–82 мГр рік<sup>-1</sup> зазнають карасі сріблясті масою від 10 до 50 г. Водночас

в оз. Глибоке найбільшого впливу зовнішнього опромінення 364–378 мГр рік<sup>-1</sup> отримують карасі масою 0,1–1 кг.

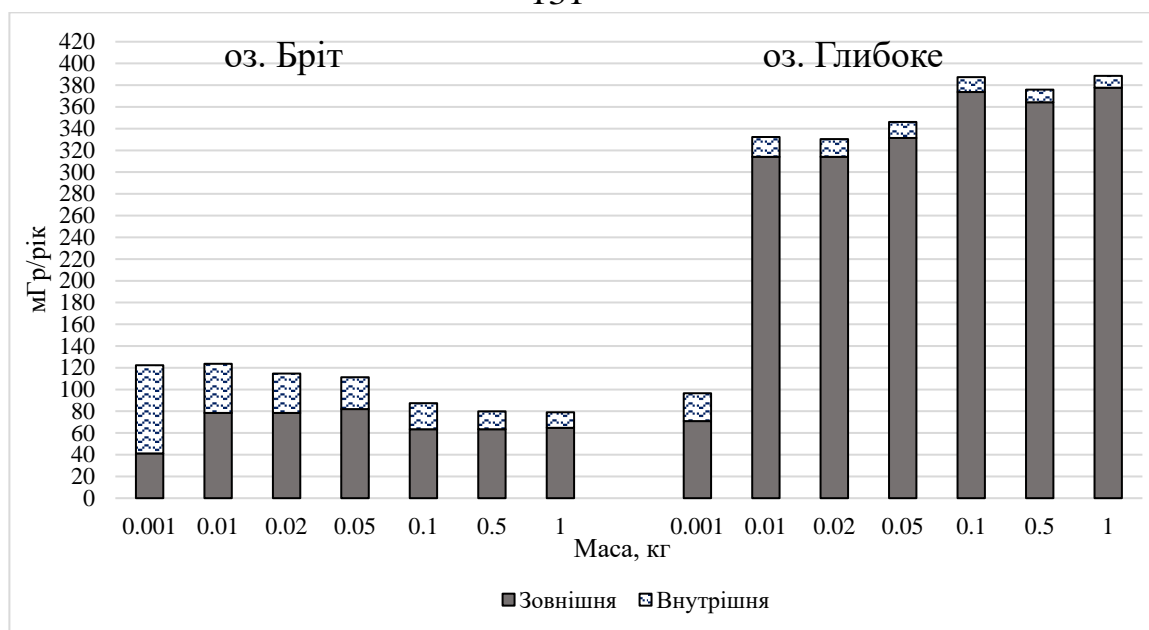
Показники річних доз внутрішнього опромінення карася в оз. Бріт змінюється від 14 до 81 мГр рік<sup>-1</sup>, а в оз. Глибоке – 11–26 мГр рік<sup>-1</sup>, зажено від розмірів і маси тіла (рис. 3.17).



Примітка. Похибка для результатів оцінки доз внутрішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у рибі складає 30 %

Рис. 3.17. Дози внутрішнього опромінення карасів сріблястих різної маси

Сумарну річну поглинуту дозу карасем сріблястим в оз. Бріт наведено на рис. 3.18. З результатів оцінки поглинутої дози в оз. Бріт, показники якої становлять 79–147 мГр рік<sup>-1</sup> і 306–390 мГр рік<sup>-1</sup> в оз. Глибоке, спостерігається, що зовнішнє опромінення карасів має більший внесок, порівняно з внутрішнім опроміненням.

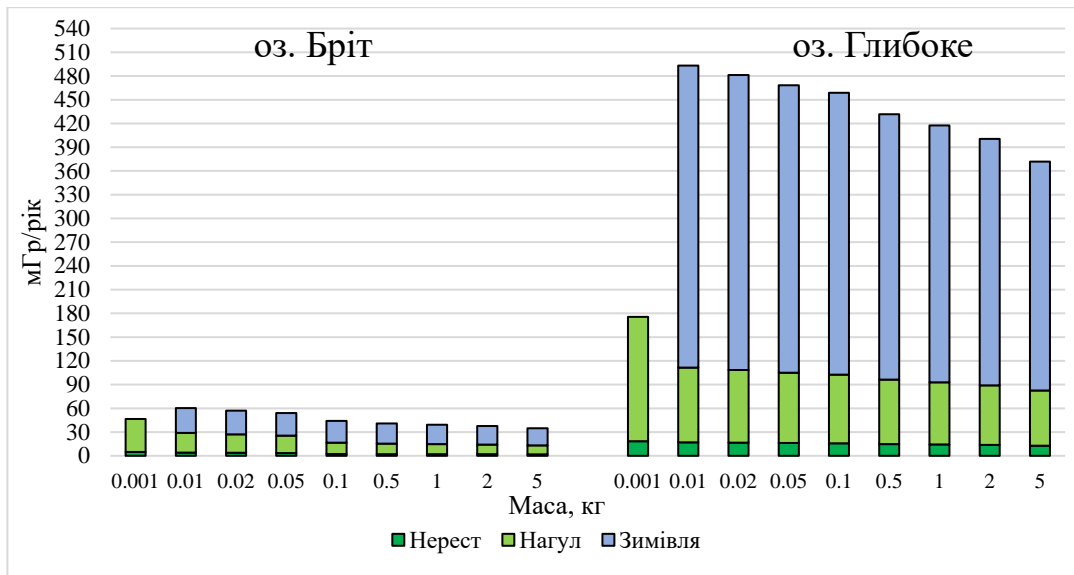


Примітка. Похибка для результатів оцінки поглинутої дози опромінення складає 40 %

Рис. 3.18. Формування річної поглинутої дози карасем сріблястим різної маси

Анлізуючи життєвий цикл популяції линів [120], відомо, що період нересту проходить з травня по липень, що складає  $92 \pm 10$  діб. Також враховано, що новонародженні лини до зимового періоду набирають масу до 0,01 кг. Розраховано, що за період нересту, залежно від маси і фігури тіла, потужність дози зовнішнього опромінення в оз. Бріт у середньому становить від 0,8 до  $2,2 \text{ мкГр год}^{-1}$ , а в оз. Глибоке –  $5,8\text{--}8,4 \text{ мкГр год}^{-1}$ . Період нагулу триває протягом  $164 \pm 10$  доби, з яких  $32 \pm 10$  доби риба перебуває у донних відкладеннях. Розрахована доза зовнішнього опромінення в оз. Бріт коливається від 2,9 до  $7,6 \text{ мкГр год}^{-1}$  і  $17,7\text{--}26,1 \text{ мкГр год}^{-1}$  – в оз. Глибоке. Також, було враховано ймовірність, що риби масою більше 0,1 кг в період нересту можуть перебувати на глибині до 2 м. У літературних даних [55] припускається, що лини в зимовий період, що за показниками температури води складає  $109 \pm 10$  діб, стають малорухомими і весь зимовий період знаходяться в зимувальних ямах зануреними у донні відкладення, що зумовлює найбільший вплив доз зовнішнього опромінення в оз. Бріт від 8,3 до  $13,9 \text{ мкГр год}^{-1}$  і  $110\text{--}155 \text{ мкГр год}^{-1}$  в оз. Глибоке. Результати розрахунків доз зовнішнього

опромінення за кожен період, залежно від маси і розмірів, карасів сріблястих наведено на рис. 3.19.

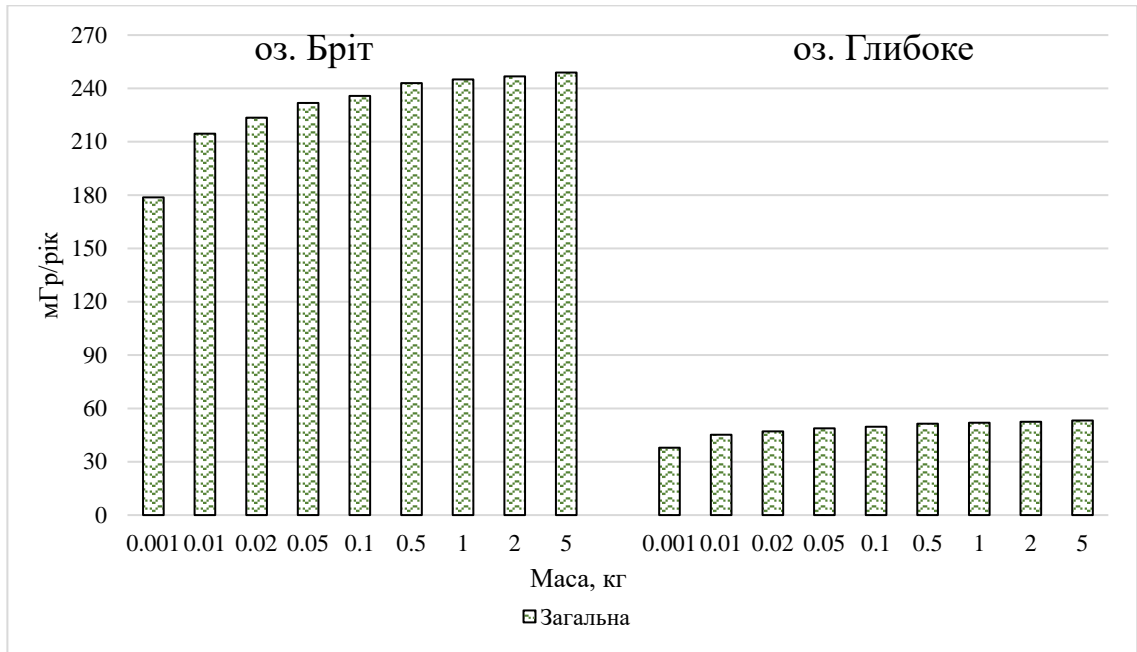


Примітка. Похибка для результатів оцінки доз зовнішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів в донних відкладеннях складає 50 %

Рис. 3.19. Дози зовнішнього опромінення линів різної маси в залежності від місця їх перебування озерах Бріт і Глибоке протягом року

Найбільшого впливу доз зовнішнього опромінення, в оз. Бріт 54–71 мГр рік<sup>-1</sup> і 481–526 мГр рік<sup>-1</sup> – в оз. Глибоке, зазнають лини масою від 10 до 50 г.

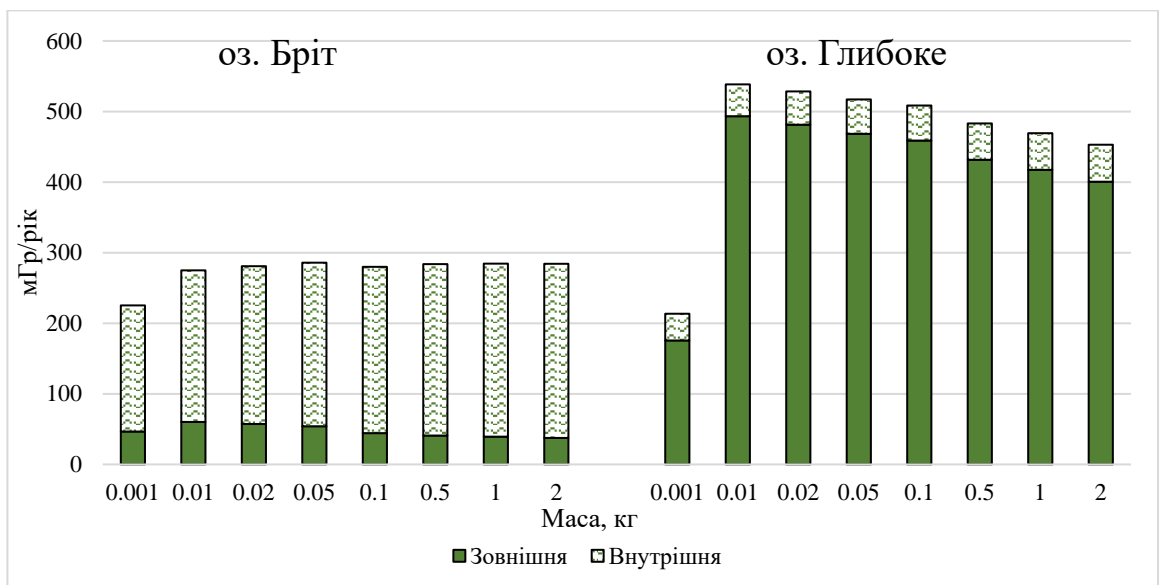
В оз. Бріт спостерігається поступове зниження показників розрахованих доз внутрішнього опромінення линів залежно від маси і розміру тіла, що змінюються від 249 до 179 мГр рік<sup>-1</sup> (рис. 3.20). Основним дозоутворючим радіонуклідом в оз. Бріт є <sup>90</sup>Sr. Потужність дози внутрішнього опромінення линів в оз. Глибоке значно нижче – 38–53 мГр рік<sup>-1</sup>.



Примітка. Похибка для результатів оцінки доз внутрішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у рибі складає 30 %

Рис. 3.20. Дози внутрішнього опромінення лінів різної маси

Сумарну річну поглинуту дозу лінем в оз. Бріт наведено на рис. 3.21. З результатів оцінки поглинутої дози 250–284 мГр рік<sup>-1</sup> спостерігається, що основний внесок поглинутої дози має внутрішня доза опромінення лінів, за рахунок накопичення <sup>90</sup>Sr. Також визначено, що поглинута доза для лінів приблизно на одному рівні залежно від маси і розміру тіла.

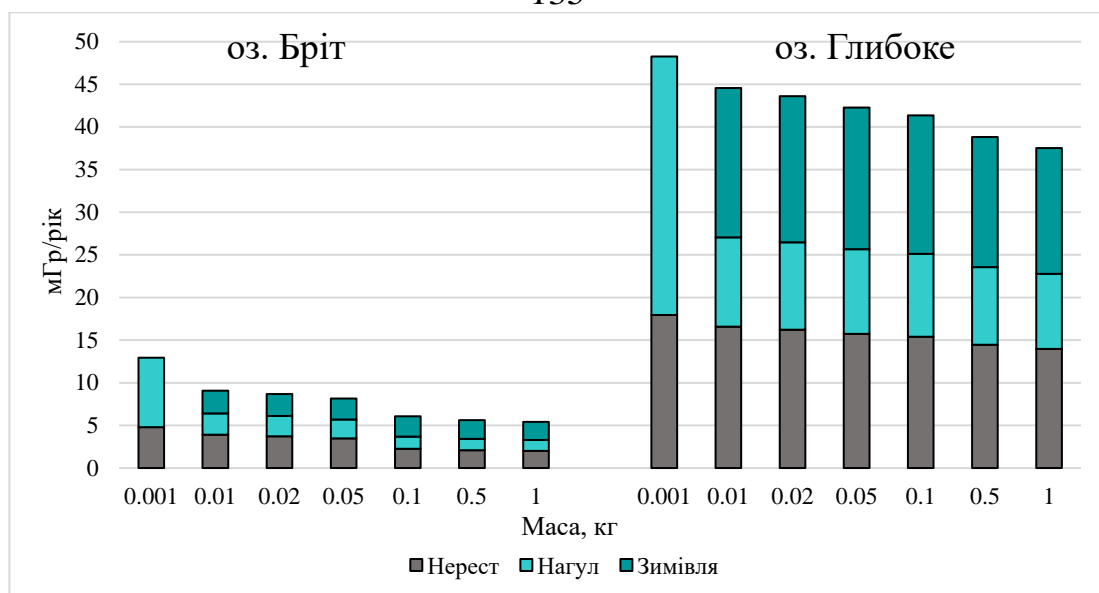


Примітка. Похибка для результатів оцінки поглинутої дози опромінення складає 40 %

Рис. 3.21. Формування річної поглинутої дози линами різної маси

В оз. Глибоке сумарна поглинута доза линею змінюється залежно від розмірів і ваги, чим менша вага тим більша доза. Лин масою 10 г зазнає впливу поглиненої дози  $564 \text{ мГр рік}^{-1}$ , а лин масою 2 кг –  $453 \text{ мГр рік}^{-1}$ . Високі показники поглинутої дози лінів в оз. Глибоке зумовлені зовнішнім опроміненням.

Анлізуючи життєвий цикл популяції краснопірок [120], відомо, що період нересту проходить протягом травня-червня, що триває  $61 \pm 10$  добу. Також враховано, що новонародженні краснопірки до зимового періоду набирають масу до 0,01 кг. Розраховано, що за період нересту, залежно від маси і фігури тіла, потужність дози зовнішнього опромінення в оз. Бріт у середньому становить від 2 до 5  $\text{мГр рік}^{-1}$  та 14–18  $\text{мГр рік}^{-1}$  в оз. Глибоке. Період нагулу триває протягом  $195 \pm 10$  діб,  $20 \pm 10$  діб з яких перебуває над поверхнею донних відкладень. Розрахована доза зовнішнього опромінення краснопірки в оз. Бріт коливається від 1 до 3  $\text{мГр рік}^{-1}$ , в оз. Глибоке за період нагулу доза зовнішнього опромінення краснопірки становить 9–11  $\text{мГр рік}^{-1}$ . Також було враховано ймовірність, що риби масою більше 0,1 кг у період нересту можуть перебувати на глибині до 2 м. У літературних даних [55] припускається, що краснопірки в зимовий період, що за показниками температури води складає  $109 \pm 10$  діб, під час зимового періоду перебувають на глибинах де ймовірно перебувають протягом  $33 \pm 10$  діб над поверхнею донних відкладень, а інші  $76 \pm 10$  діб перебувають у товщі води. За цей період дози зовнішнього опромінення краснопірок в оз. Бріт від 2 до 3  $\text{мГр рік}^{-1}$  та 15–19  $\text{мГр рік}^{-1}$  в оз. Глибоке. Результати розрахунків доз зовнішнього опромінення за кожен період залежно від маси і розмірів краснопірок наведено на рис. 3.22.

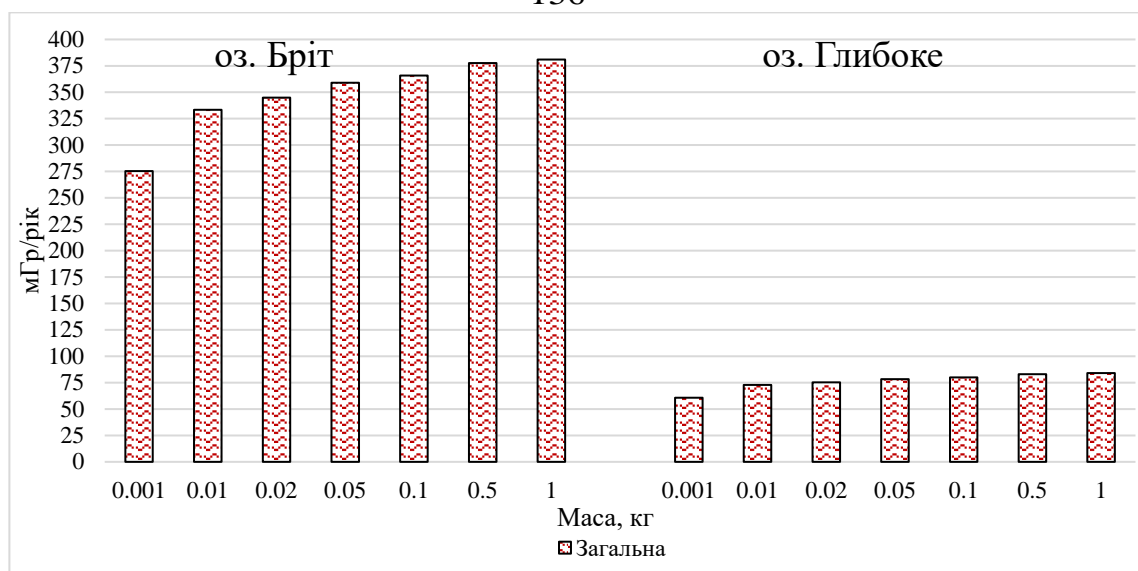


Примітка. Похибка для результатів оцінки доз зовнішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у донних відкладеннях складає 50 %

Рис. 3.22. Дози зовнішнього опромінення краснопірок різної маси залежно від місця їх перебування в озерах Бріт і Глибоке протягом року

Найбільшого впливу в оз. Бріт доз зовнішнього опромінення 8–11 мГр рік<sup>-1</sup> зазнають краснопірки масою від 1 до 50 г. В оз. Глибоке спостерігається поступове зниження впливу доз зовнішнього опромінення із зростанням маси краснопірки з 48 до 38 мГр рік<sup>-1</sup>.

В оз. Бріт спостерігається поступове зростання показників розрахованих доз внутрішнього опромінення краснопірок залежно від маси і розміру тіла, що змінюються від 275 до 381 мГр рік<sup>-1</sup> (рис. 3.23). Основним дозоутворюючим радіонуклідом в оз. Бріт є <sup>90</sup>Sr. Доза внутрішнього опромінення краснопірок в оз. Глибоке не перевищує 84 мГр рік<sup>-1</sup>.

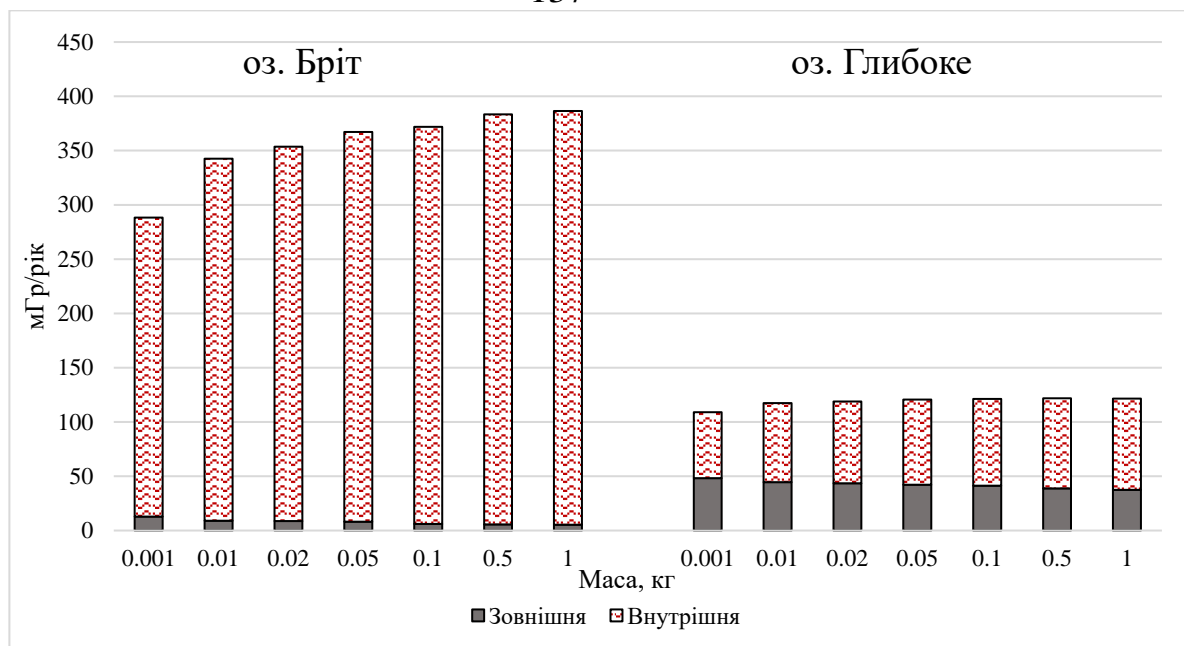


Примітка. Похибка для результатів оцінки доз внутрішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у рибі складає 30 %

Рис. 3.23. Дози внутрішнього опромінення краснопірок різної маси

Сумарну річну поглинуту дозу краснопіркою в озерах Бріт та Глибоке наведено на рис. 3.24. З результатів оцінки поглинутої дози в оз. Бріт – 286–386 мГр рік<sup>-1</sup> видно, що основний внесок поглинутої дози має внутрішня доза опромінення краснопірок, за рахунок накопичення <sup>90</sup>Sr. Також за результатами розрахунків спостерігається, що поглинута доза краснопірками поступово зростає із збільшенням маси і розміру тіла. В оз. Глибоке сумарна поглинута доза краснопіркою знаходиться на рівні 109–122 мГр рік<sup>-1</sup> залежно від розмірів і ваги.



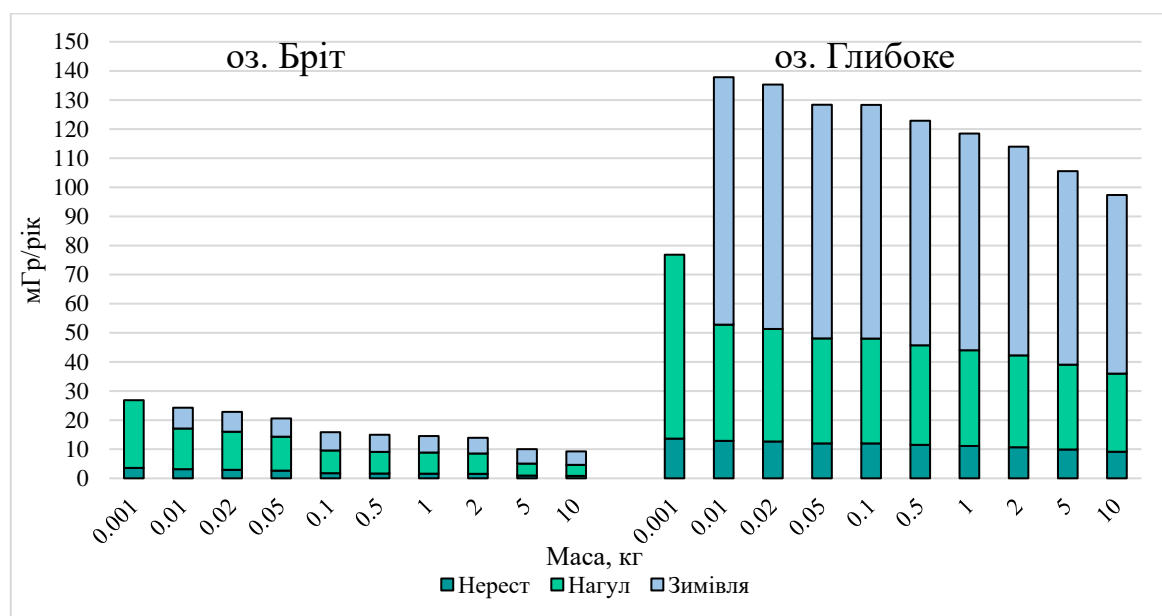


Примітка. Похибка для результатів оцінки поглинутої дози опромінення складає 40 %

Рис. 3.24. Формування річної поглинутої дози краснопірками різної маси

Аналізуючи життєвий цикл популяції щук [120], відомо, що період нересту починається раніше ніж в інших озерних видів риб, а саме коли температура води прогрівається до 5–8 °С, закінчується при 15–19 °С. За показниками температур підраховано, що цей період складає орієнтовно  $71 \pm 10$  добу. Також враховано, що новонародженні щуки до зимового періоду набирають масу до 0,01 кг. Розраховано, що за період нересту, залежно від маси і фігури тіла, потужність дози зовнішнього опромінення щуки в оз. Бріт в середньому становить від 1 до 4 мГр рік<sup>-1</sup> та 9–14 мГр рік<sup>-1</sup> в оз. Глибоке. Період нагулу триває протягом  $213 \pm 10$  діб,  $107 \pm 10$  діб з яких риба перебуває над поверхнею донних відкладень. Розрахована доза зовнішнього опромінення щуки в оз. Бріт коливається від 4 до 16 мГр рік<sup>-1</sup>, в оз. Глибоке за період нагулу доза зовнішнього опромінення щуки становить 27–43 мГр рік<sup>-1</sup>. Також, було враховано ймовірність, що щуки залежно від маси і розмірів у період нагулу можуть перебувати на глибині до 4 м. У літературних даних [55] припускається, що щука в зимовий період, що за показниками температури води складає  $81 \pm 10$  добу, під час зимового періоду перебувають на глибинах де ймовірно перебувають протягом  $49 \pm 10$  діб над поверхнею донних відкладень, а інші  $32 \pm 10$  доби перебувають у товщі води. За цей період дози зовнішнього опромінення щуки

в оз. Бріт від 5 до 8 мГр рік<sup>-1</sup> та 61–89 мГр рік<sup>-1</sup> в оз. Глибоке. Результати розрахунків доз зовнішнього опромінення щук в озерах Бріт і Глибоке за кожен період залежно від маси і розмірів наведено на рис. 3.25.

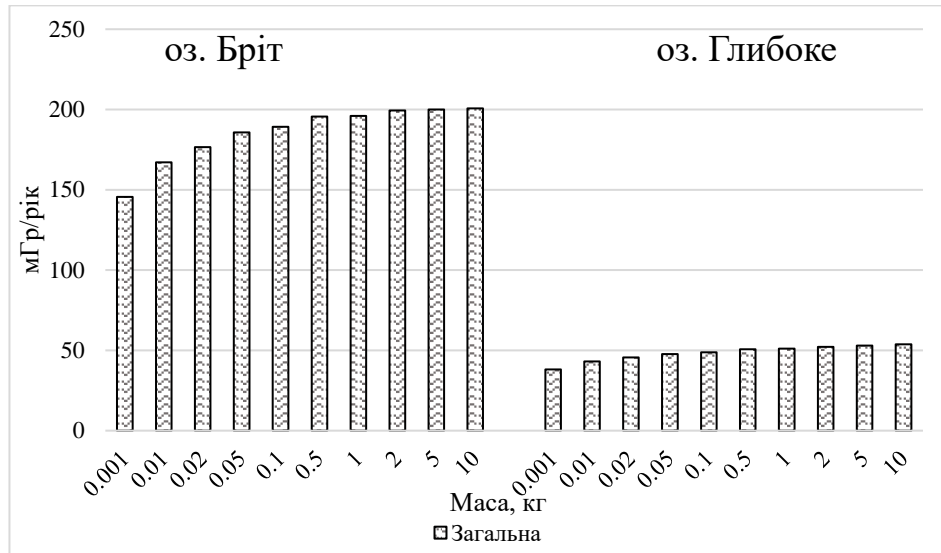


Примітка. Похибка для результатів оцінки доз зовнішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у донних відкладеннях складає 50 %

Рис. 3.25. Дози зовнішнього опромінення щуки різної маси залежно від місця їх перебування в озерах Бріт і Глибоке протягом року

Аналізуючи розраховані дози зовнішнього опромінення щук в озерах Бріт (9–28 мГр рік<sup>-1</sup>) та Глибоке (97–138 мГр рік<sup>-1</sup>), спостерігається тенденція до зниження впливу зовнішнього опромінення зі збільшенням ваги і розміру щук.

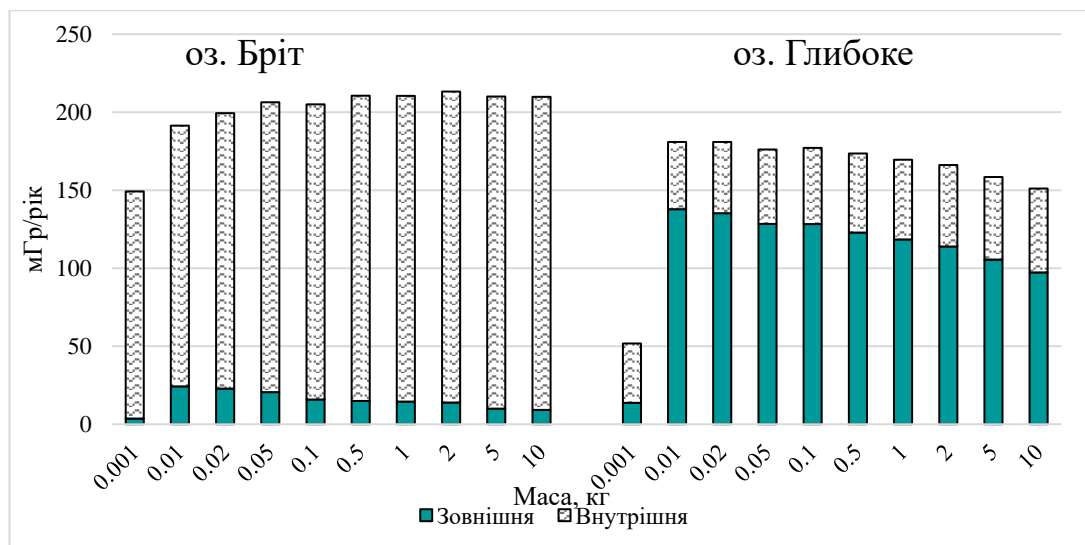
В озерах Бріт та Глибоке спостерігається поступове зростання показників розрахованих доз внутрішнього опромінення щуки залежно від маси і розміру тіла (рис. 3.26), що змінюються від 275 до 381 мГр рік<sup>-1</sup> та відповідно від 38 до 54 мГр рік<sup>-1</sup>.



Примітка. Похибка для результатів оцінки доз внутрішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у рибі складає 30 %

Рис. 3.26. Дози внутрішнього опромінення щуки різної маси

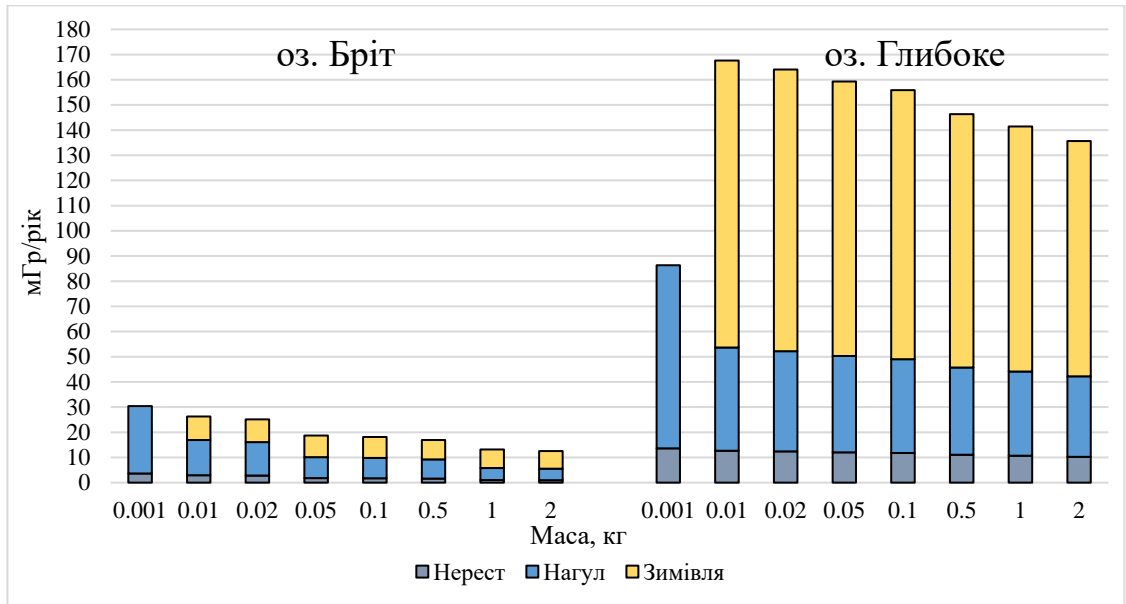
Сумарну річну поглинуту дозу щукою в озерах Бріт та Глибоке наведено на рис. 3.27. З результатів оцінки поглинутої дози в оз. Бріт 206–213 мГр рік<sup>-1</sup> спостерігається, що основний внесок поглинутої дози має внутрішня доза опромінення, за рахунок накопичення <sup>90</sup>Sr. Також за результатами розрахунків спостерігається, що поглинута доза щукою поступово зростає із збільшенням її маси і розміру. В оз. Глибоке сумарна поглинута доза щукою поступово знижується з 185 до 151 мГр рік<sup>-1</sup> із збільшенням ваги і розміром.



Примітка. Похибка для результатів оцінки поглинутої дози опромінення складає 40 %

Рис. 3.27. Формування річної поглинутої дози щукою звичайною різної маси

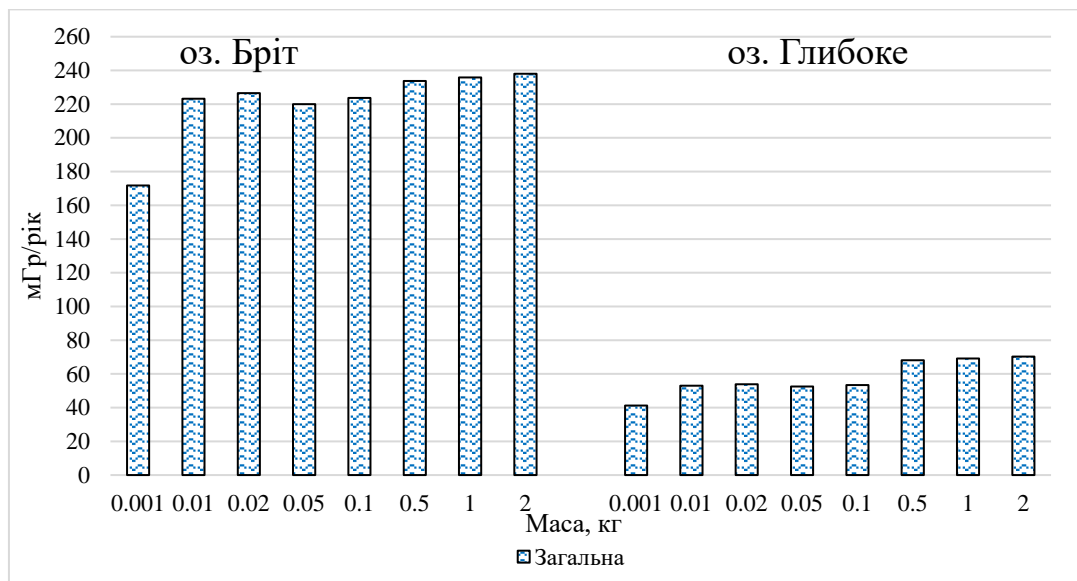
Анлізуючи життєвий цикл популяції окуня річкового [120], відомо, що період нересту відбувається протягом березня-квітня в деяких випадках у травні за умов коли температура води прогрівається до 12 °С. За показниками температур підраховано, що цей період складає орієнтовно  $70 \pm 10$  діб. Також враховано, що новонародженні окуні до зимового періоду набирають масу до 0,01 кг. Розраховано, що за період нересту, залежно від маси і фігури тіла, потужність дози зовнішнього опромінення окуня в оз. Бріт у середньому коливається від 1 до 4 мГр рік<sup>-1</sup> та 10–14 мГр рік<sup>-1</sup> – в оз. Глибоке. Період нагулу окуня триває  $186 \pm 10$  діб,  $112 \pm 10$  діб з яких риба перебуває над поверхнею донних відкладень. Розрахована доза зовнішнього опромінення в оз. Бріт коливається від 5 до 17 мГр рік<sup>-1</sup>, а в оз. Глибоке за період нагулу доза зовнішнього опромінення окуня становить 32–46 мГр рік<sup>-1</sup>. Також, було враховано ймовірність, що окуні залежно від маси і розмірів у період нагулу можуть перебувати на глибині до 4 м. У літературних даних [55] припускається, що окунь в зимовий період, що за показниками температури води складає  $109 \pm 10$  діб, під час зимового періоду перебуває на глибинах над поверхнею донних відкладень, де ймовірно перебуває протягом  $65 \pm 10$  діб, а інші  $44 \pm 10$  доби – у товщі води. За цей період дози зовнішнього опромінення окуня в оз. Бріт від 7 до 11 мГр рік<sup>-1</sup> та 93–121 мГр рік<sup>-1</sup> в оз. Глибоке. Результати розрахунків доз зовнішнього опромінення окуня в озерах Бріт і Глибоке за кожен період залежно від маси і розмірів наведено на рис. 3.28.



Примітка. Похибка для результатів оцінки доз зовнішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у донних відкладеннях складає 50 %

Рис. 3.28. Дози зовнішнього опромінення окуня річкового різної маси в залежності від місця їх перебування озерах Бріт і Глибоке протягом року

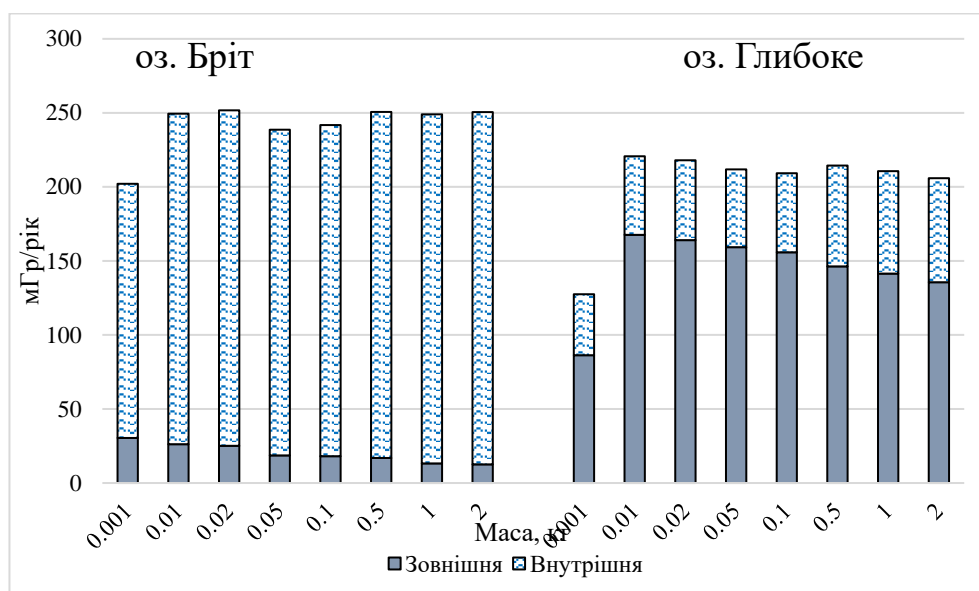
Аналізуючи розраховані дози зовнішнього опромінення щук в озерах Бріт (9–28 мГр рік<sup>-1</sup>) та Глибоке (87–168 мГр рік<sup>-1</sup>), спостерігається тенденція до зниження впливу зовнішнього опромінення зі збільшенням ваги і розміру окуня річкового.



Примітка. Похибка для результатів оцінки доз внутрішнього опромінення обумовлена вмістом радіонуклідів у рибі складає 30 %

Рис. 3.29. Дози внутрішнього опромінення окунів різної маси

В озерах Бріт та Глибоке спостерігається поступове зростання показників розрахованих доз внутрішнього опромінення окуня в залежності від маси і розміру тіла (рис. 3.29), що змінюються відповідно від 172 до 238 мГр рік<sup>-1</sup> та від 41 до 70 мГр рік<sup>-1</sup>.



Примітка. Похибка для результатів оцінки поглинутої дози опромінення складає 40 %

Рис. 3.30. Формування річної поглинутої дози окунем річковим різної маси

Сумарну річну поглинуту дозу окуня в озерах Бріт та Глибоке наведено на рис. 3.30. З результатів оцінки поглинутої дози в оз. Бріт 202–252 мГр рік<sup>-1</sup> спостерігається, що основний внесок поглинутої дози має внутрішня доза опромінення, за рахунок накопичення <sup>90</sup>Sr. Також за результатами розрахунків спостерігається, що поглинута доза окунем вагою 0,01, 0,02, 0,5–2 кг майже однакова і має найвищі показники. В оз. Глибоке сумарна поглинута доза окунем сформована переважно зовнішньою дозу опромінення. Поглинута доза окунем в оз. Глибоке коливається у межах 206–222 мГр рік<sup>-1</sup>.

### 3.6. Кореляційні зв'язки між потужністю поглинутої дози опромінення і показниками крові риб

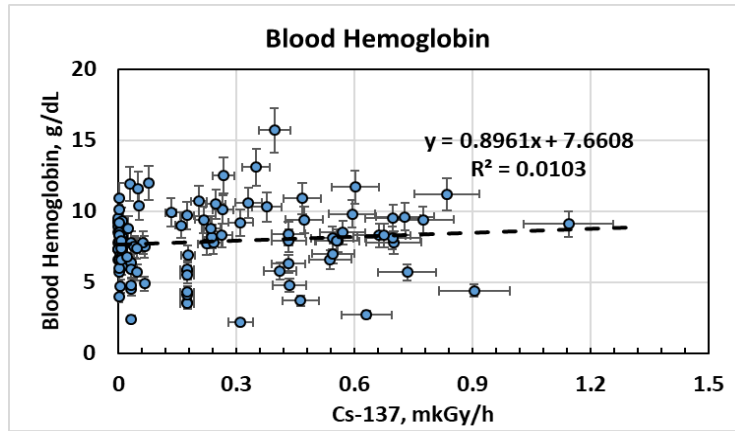
Деякі автори спостерігають зміни показників у крові риб оз. Глибоке у порівнянні з контролем [133]. Водночас за контроль використовували інші

водойми. У нашому дослідженні ми використовували одні й ті ж водойми для риб з різними дозами опромінення в широкому діапазоні.

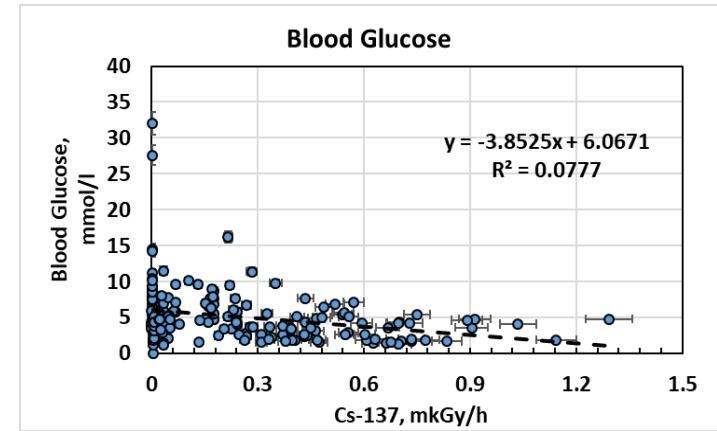
На підставі отриманих експериментальних даних проведено розрахунок потужності поглинутих доз внутрішнього опромінення риб. Оцінки внутрішньої дози опромінення були зроблені на підставі вимірних значень питомих активностей радіонуклідів у різних органах для риб вагою 0,02 кг і пропорцією тіла «довжина:висота:ширина» = «1:0,3:0,1» для м'язової тканини риб та 0,005 кг і пропорцією тіла «довжина:висота:ширина» = «1:0,1:0,1» для кісткової тканини риб з використанням рекомендованих МКРЗ дозових коефіцієнтів [75]. Дозовий коефіцієнт опромінення  $^{137}\text{Cs}$  м'язової тканини риб склав  $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ (мкГр} \cdot \text{год}^{-1}) \cdot (\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1})^{-1}$  і  $^{90}\text{Sr}$  кісткової тканини –  $5,2 \cdot 10^{-4} \text{ (мкГр} \cdot \text{год}^{-1}) \cdot (\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1})^{-1}$ .

У м'язовій тканині і тілі срібних карасів і краснопірок потужність внутрішньої поглиненої дози змінювалась у діапазоні відповідно  $8 \cdot 10^{-4}$  –  $1,3 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  і  $2 \cdot 10^{-3}$  –  $4,9 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ , та була на порядок величин менше потужності внутрішньої поглиненої дози в кістковій тканині – відповідно  $2 \cdot 10^{-2}$  –  $28 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$  і  $7 \cdot 10^{-2}$  –  $168 \text{ мкГр} \cdot \text{год}^{-1}$ , за рахунок бета-випромінювання  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ .

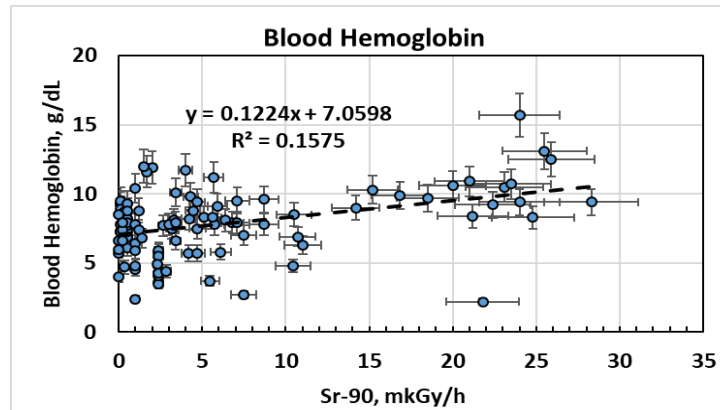
Проведений аналіз отриманих результатів показав відсутність кореляційних зав'язків між потужністю поглинутої дози опромінення м'язової та кісткової тканин сріблястих карасів і краснопірок та вмістом гемоглобіну і глюкози в крові риб (рис. 3.31–3.32).



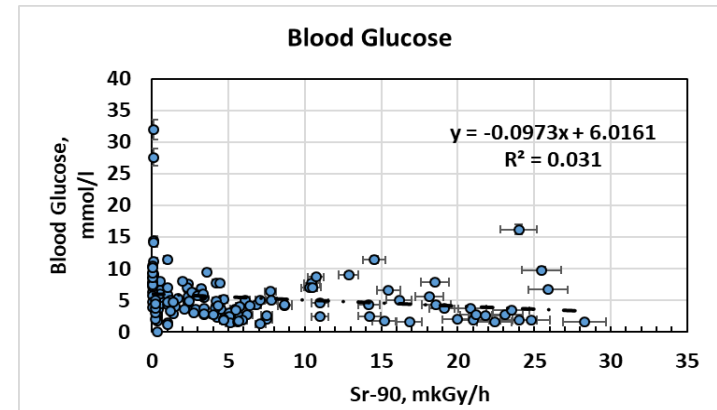
a



б



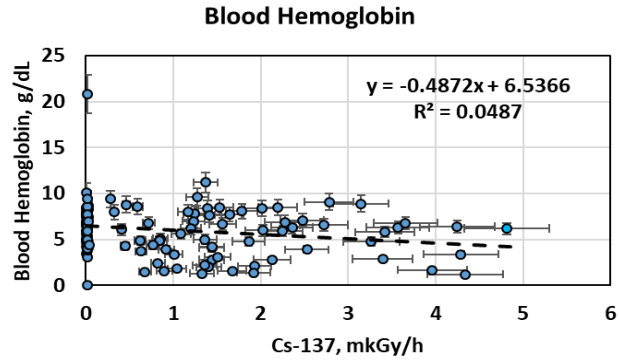
в



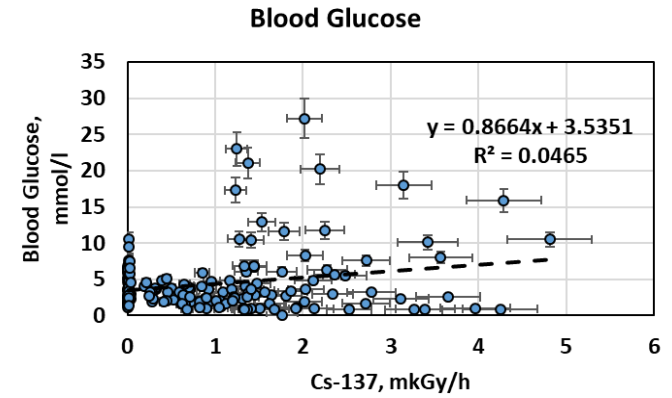
г

Рис. 3.31. Вміст гемоглобіну (а, в) і глюкози (б, г) у крові карася сріблястого за різної потужності дози внутрішнього опромінення його м'язової (а, б) і кісткової (в, г) тканин

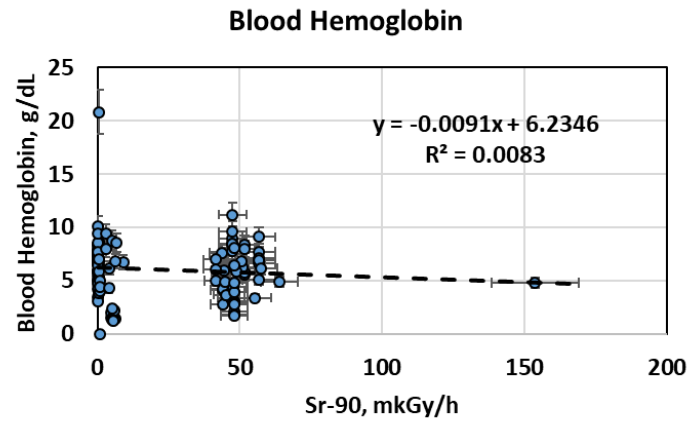




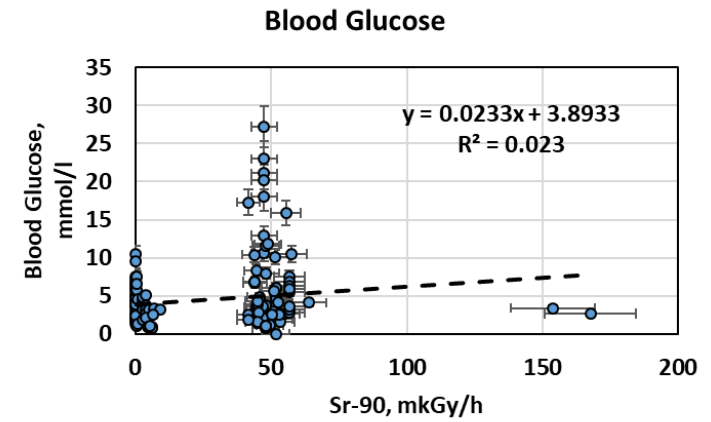
a



б



в



г

Рис. 3.32. Вміст гемоглобіну (а, в) і глюкози (б, г) у крові краснопірок за різної потужності дози внутрішнього опромінення його м'язової (а, б) і кісткової (в, г) тканин

### Висновки до розділу 3

Під час дослідження радіаційної ситуації в експериментальних водоймах було виявлено, що рельєф навколо озера Бріт має великі перепади висот, які сприяють надходженню радіонуклідів у водойму під час опадів. Детальні вимірювання показали, що потужність еквівалентної дози навколо озера Бріт коливається від  $1,1 \text{ мкЗв год}^{-1}$  до  $13,07 \text{ мкЗв год}^{-1}$ , з найвищими рівнями радіації в західній і північно-західній частинах озера. Це свідчить про те, що існують зони радіоактивного забруднення вище природного фону в Україні, які потребують постійного моніторингу.

Розроблені методики відбору проб донних відкладень та одночасного вимірювання потужності поглиненої дози дозволили отримати детальну інформацію про радіаційну ситуацію у водоймах. Аналіз вертикального розподілу потужності поглиненої дози показує, що радіаційний фон залежить від глибини залягання донних відкладень. Наприклад, максимальна потужність поглиненої дози  $23 \text{ мкГр год}^{-1}$  була зафіксована на глибині 1,2 м на ділянці 1–0 в озері Бріт, що пов'язано з вимиванням радіонуклідів з водозабору. Питома активність радіонуклідів у донних відкладеннях також показала високі рівні забруднення, особливо для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ .

У проведеному дослідженні було запропоновано визначення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у водних екосистемах на основі аналізу вмісту іонів кальцію ( $\text{Ca}^{2+}$ ) та калію ( $\text{K}^{+}$ ), які впливають на метаболізм радіонуклідів у рибах. Встановлення мінімальних рівнів радіоактивного забруднення води показало, що гранично допустимі концентрації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , які забезпечують не перевищення ДР-2006 у рибі, залишаються нижчими за допустимі рівні для питної води, навіть за високого вмісту у воді калію ( $50 \text{ мг л}^{-1}$ ) і кальцію ( $150 \text{ мг л}^{-1}$ ). Це робить риб ефективними біоіндикаторами для оцінки радіоекологічного стану водойм. Показано, що в умовах водойм із низькою мінералізацією вода має надто низький вміст радіонуклідів, що ускладнює їх пряме вимірювання, однак підвищена

накопичувальна здатність риб забезпечує можливість детального радіаційного моніторингу.

Аналізуючи дані про радіаційне опромінення риб у водоймах Бріт та Глибоке, можна зробити висновок, що основні дози опромінення риб формуються як за рахунок зовнішніх, так і внутрішніх джерел радіоактивності. Вищий рівень зовнішнього опромінення спостерігається в озері Глибоке, де основними радіонуклідами є  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , які зосереджуються в донних відкладеннях. Доза внутрішнього опромінення риби в озері Бріт вища, ніж в озері Глибоке, через більший внесок  $^{90}\text{Sr}$ . Більше 90 %  $^{90}\text{Sr}$  знаходиться в кістках і лусці риби, тому вміст в їстівних частинах нижчий, але залежно від товщини шару донних відкладень зовнішня доза опромінення риби може перевищувати дозу внутрішнього опромінення. Для різних видів риб дози варіюються залежно від місць проживання, маси та екологічних особливостей, зокрема глибини, на якій вони перебувають. Основний внесок у сумарну поглинуту дозу для дрібних риб припадає на зовнішнє опромінення, тоді як для більших особин у водоймі Бріт більшу частку складає внутрішнє опромінення через накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у їх організмах.

Різниця в рівнях радіаційного навантаження між озерами пояснюється розподілом радіонуклідів у донних відкладеннях та воді, а також поведінковими особливостями представників іхтіофауни. Загалом для риб у водоймі Глибоке спостерігається більший вплив зовнішнього опромінення через високий вміст радіоактивних елементів у донних відкладеннях і воді, тоді як в озері Бріт основний вплив пов'язаний з внутрішнім накопиченням  $^{90}\text{Sr}$  у тілі риб через менший вміст кальцію у воді. Отже, результати дослідження свідчать про необхідність врахування співвідношення маси і розміру, місцезнаходження риб протягом року та радіологічних особливостей водойми для точної оцінки впливу радіації на водні екосистеми. Для коректної оцінки доз опромінення аборигенних риб, в жовтні 2021 року Норвезьким університетом наук про життя у співпраці з НУБіП України було вперше в світі встановлено відповідне обладнання для акустичної 3Д телеметрії на озерах Бріт (3 ресивера) і Глибоке (7 ресиверів). Також в черевну порожнину риб

хірургічним шляхом було вживлено чіпи для її ідентифікації, логери для телеметрії та дозиметри nanoDot, які є ефективним інструментом для вимірювання поглиненої дози, завдяки технології оптичного стимулювання люмінесценції. На жаль, війна в Україні не дала змогу продовжити ці унікальні дослідження в ЧЗВ.

## АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

Згідно з проведеними дослідженнями з оцінки поглиненої дози для різних видів риби залежно від розміру і місця перебування протягом року в озері Бріт, отримано дані, що максимальні значення поглинутих доз рибою можуть досягати значень до  $386 \text{ мГр рік}^{-1}$ . Формування таких показників поглиненої дози організмами риби в оз. Бріт відбувається за рахунок внутрішньої дози опромінення. Водночас в озері Глибоке максимальні значення поглинутої дози організмом риби можуть становити до  $564 \text{ мГр рік}^{-1}$ . Водночас вагомий внесок у формування поглиненої дози має зовнішнє опромінення, особливо для придонних видів риби. У результаті проведених оцінок поглинутих доз рибами-біоіндикаторами в досліджуваних озерах розраховано, що найбільшу поглинуту дозу в оз. Бріт отримують окунь, лин і краснопірка, а найменшу карась. Щодо оз. Глибоке, то найбільшу поглинута доза характерна для таких видів риби як лин і карась, а найменшу щука і краснопірка. Основну роль у формуванні поглинутої дози в оз. Бріт відіграє  $^{90}\text{Sr}$ , водночас як в оз. Глибоке –  $^{137}\text{Cs}$ .

Аналізуючи екологічні особливості популяцій риби А. І. Кришев та Т. Г. Сазикіна [72] у своїх дослідженнях зазначають, що можливі перші патологічні зміни в риби починаються за доз від  $1 \text{ мГр добу}^{-1}$  (або близько  $365 \text{ мГр рік}^{-1}$ ), за доз вище  $5 \text{ мГр добу}^{-1}$  спостерігається негативний вплив на репродуктивну систему риби, а за  $10 \text{ мГр добу}^{-1}$  – скорочення тривалості їх життя. Виходячи з цього, результати наших досліджень свідчать про те, що поглинені дози рибою в озерах Бріт і Глибоке знаходяться на рівні, який може призвести до патологічних змін в їх популяції. Проте проведений аналіз біологічних ефектів у риби внаслідок радіоактивного випромінювання показав відсутність кореляційних зв'язків між потужністю поглинутої дози опромінення м'язової та кісткової тканин срібних карасів і краснопірок та вмістом гемоглобіну і глюкози в крові риби. Однак, у низці досліджень спостерігалися радіобіологічні ефекти у риби в оз. Глибоке [73,104].

З огляду на вищевказані результати, важливо враховувати додаткові фактори, які впливають на рівень радіаційного навантаження у водоймах. Одним із таких факторів є процес змиву радіонуклідів з прилеглих територій до озер. Рельєф місцевості навколо озера Бріт сприяє активному змиву радіонуклідів з високих точок, особливо під час інтенсивних опадів, паводків або сніготанення. За даними наших картограм, основними зонами змиву є північно-західна та західна частини території навколо озера Бріт, що призводить до потрапляння радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у водойму. Це підтверджується нашими даними дослідження донних відкладень. Аналіз донних відкладень демонструє [130], що  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  становлять основне джерело довготривалого радіаційного навантаження на іхтіофауну у віддалений період після радіоактивного забруднення, особливо на придонні види риб.

Потужність поглиненої дози придонної частини в оз. Бріт у різних точках змінюється в широкому діапазоні і досягає максимального значення біля  $23 \text{ мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$  на глибині всього 1,2 м та  $13\text{--}18 \text{ мкГр}\cdot\text{год}^{-1}$  в найглибших місцях у центрі озера. Середня об'ємна активність  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  і  $^{241}\text{Am}$  в донних відкладеннях оз. Бріт досягає відповідно  $26\pm 3 \text{ Бк}\cdot\text{см}^{-3}$ ,  $43\pm 2 \text{ Бк}\cdot\text{см}^{-3}$ ,  $0,10\pm 0,02 \text{ Бк}\cdot\text{см}^{-3}$  і  $2,1\pm 0,3 \text{ Бк}\cdot\text{см}^{-3}$ .

В оз. Бріт відсутня кореляція між середніми рівнями вмісту радіонуклідів у донних відкладеннях і глибиною озера, а також спостерігається помірна кореляція виміряною дозиметром та розрахунковою потужністю поглинутої дози зовнішнього опромінення на основі середньої питомої активності радіонуклідів у донних відкладеннях. Відсутність кореляції між величиною питомої активності радіонуклідів і глибиною залягання донних відкладень у оз. Бріт пов'язана із впливом змиву радіонуклідів з водозабору на формування радіоактивного забруднення профілю донних відкладень.

У зв'язку з цим, для зменшення невизначеності оцінки доз зовнішнього опромінення організмів в озерах Бріт і Глибоке (яке є одним із найбільш забруднених радіонуклідами водойм ЧЗВ) необхідні дані про місцезнаходження різних організмів, включаючи риб, щодо донних відкладень протягом року

з коригуванням до експериментальних результатів прижиттєвої дозиметрії риб аналогічно роботам [83, 134].

Внаслідок проведених досліджень на основі параметрів метаболізму цезію та стронцію у риб залежно від вмісту у воді калію [ $K^+$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] та кальцію [ $Ca^{2+}$ ,  $mg \cdot l^{-1}$ ] отримано рівноважні значення гранично допустимих концентрацій  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$  у воді водойм ( $Bq \cdot l^{-1}$ ), котрі гарантують неперевикнення встановлених гігієнічних нормативів радіонуклідів у рибі (ДР-2006) з ймовірністю 95 %. Показано, що навіть за надто високого вмісту калію ( $K^+=50 mg \cdot l^{-1}$ ) та кальцію ( $Ca^{2+}=150 mg \cdot l^{-1}$ ) у воді прісноводних водойм (табл. 3.1), ГДК  $^{137}Cs$  –  $1,0 Bq \cdot l^{-1}$  і  $^{90}Sr$  –  $0,7 Bq \cdot l^{-1}$  буде менше у порівнянні з допустимими рівнями вмісту радіонуклідів у питній воді ( $\geq 2 Bq \cdot l^{-1}$ ) [50,51]. У водоймах з низькою мінералізацією за наявності калію ( $K^+=0,2 mg \cdot l^{-1}$ ) та кальцію ( $Ca^{2+}=2 mg \cdot l^{-1}$ ) у воді [41], як зазначено у таблиці 2, ГДК радіонуклідів буде вкрай низьким, і навіть важко вимірюваним ( $^{137}Cs$  –  $0,004 Bq \cdot l^{-1}$  і  $^{90}Sr$  –  $0,001 Bq \cdot l^{-1}$ ), на відміну від радіоактивного забруднення риби. Саме це робить рибу зручним біоіндикатором навіть за незначного радіоактивного забруднення водойм.

На початковому етапі радіоактивного забруднення водойм ГДК можуть бути трохи вище рівноважних значень через монотонну динаміку збільшення питомої активності радіонуклідів у рибі протягом перших місяців [90]. За використання додаткової чистої годівлі риби ГДК  $^{137}Cs$  можуть бути збільшені в 2 рази [57, 58]. Також слід зазначити, що ГДК  $^{90}Sr$  будуть залежати від віку / розміру риб [58].

Більше ніж 90 %  $^{90}Sr$  міститься в кістках та лусці риб [52, 53, 106] і за кулінарної обробки практично не надходить в продукти харчування [21]. Тому введення нижчого допустимого рівня вмісту  $^{90}Sr$  у свіжій та мороженій цільній тушці риби ( $35 Bq \cdot kg^{-1}$ ) [50], а не в їстівній її частині м'язової тканини, на наш погляд, є надмірно консервативним і не виправданим.

Внаслідок проведених експериментальних досліджень [115], в одній з найбільш радіоактивно забруднених водойм ЧЗВ оз. Глибоке, протягом 2016–

2021 рр., були отримані значення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в різних видах риб. Аналіз результатів показав, що найбільші рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  спостерігалися в м'язовій тканині щуки (до  $37\pm 4$  кБк·кг<sup>-1</sup>), а найбільші рівні питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  спостерігалися в кістковій тканині краснопірок (до  $118\pm 15$  кБк·кг<sup>-1</sup>). Питома активність радіонуклідів у рибі оз. Глибоке в сотні разів перевищує допустимі рівні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в рибі в Україні (ДР-2006) [50, 6]. Отримані у роботі результати узгоджуються з літературними даними [53, 55].

Для «мирних» риб (карася сріблястого, лина та краснопірки), на відміну від хижих риб (щуки і окуня) не спостерігалася достовірної кореляції між питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в м'язовій та кістковій тканинах риби та їх масою.

Період напівзменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій та  $^{90}\text{Sr}$  у кістковій тканині краснопірок в 2016–2021 роках в оз. Глибоке склав 3,2 і 9,5 років. Тільки через 20–30 років, за рахунок природних процесів, питома активність радіоцезію в рибі зменшиться до рівня гігієнічних нормативів (150 Бк кг<sup>-1</sup>). Застосування контрзаходів може дозволити суттєво зменшити рівні радіоактивного забруднення риби цим радіонуклідом [57, 58].

Оцінки максимальних поглинених доз внутрішнього опромінення риби в оз. Глибоке (<2 мГр·доба<sup>-1</sup>) показали, що отримані значення не перевищують рекомендовані міжнародними організаціями допустимі дози, що забезпечують захист більш 95 % всіх видів риби (10 мГр·доба<sup>-1</sup>).

Для мінімізації впливу радіаційного забруднення на популяції риби необхідні подальші дослідження, що стосуються міграції радіонуклідів у водоймах, а також розробка контрзаходів, які можуть допомогти зменшити рівень радіоактивного забруднення риби. Застосування таких заходів є особливо важливим для водойм із підвищеною концентрацією  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , таких як озеро Глибоке, де очікується довготривале збереження підвищеного рівня радіаційного впливу на екосистему.



**ВИСНОВКИ**

Дисертація присвячена впровадженню сучасних технологій у методи радіоекологічного моніторингу водойм, на прикладі Чорнобильської зони відчуження, з метою зменшення невизначеності оцінок рівнів їх радіонуклідного забруднення, а також поглинених доз зовнішнього і внутрішнього опромінення риб у прісноводних екосистемах для цілей радіаційного захисту населення та навколишнього середовища.

Унаслідок проведених досліджень було встановлено сучасну радіаційну ситуацію на території озера Бріт. Створено карти радіоактивного забруднення території навколо озера Бріт, де ПАЕД коливається від 1 до 13 мкЗв год<sup>-1</sup>. Що у 10–40 разів вище за природний радіаційний фон в Україні і характеризується нерівномірним розподілом значень ПАЕД по периметру водойми. Також створено карту ізоліній висот, що дало змогу проаналізувати місця імовірного змиву додаткової радіоактивності у водойму і вторинного забруднення донних відкладень.

Передбачається, що відсутність кореляції між величиною питомої активності радіонуклідів і глибиною залягання донних відкладень в оз. Бріт пов'язана із його відносно малими розмірами (співвідношенням довжини берегової лінії та площі водойми) та більшим впливом змиву радіонуклідів з водозабору, порівняно з перерозподілом початкових випадінь радіонуклідів на поверхню води, на формування радіоактивного забруднення профілю донних відкладень.

За допомогою розробленого пробовідбірника донних відкладень з вбудованим дозиметром вперше в кожній дослідженій точці отримані профілі розповсюдження потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання від донних відкладень (0,6–41 мкГр·год<sup>-1</sup>) і від вмісту в них радіонуклідів (6–26 Бк·см<sup>-3</sup> <sup>90</sup>Sr, 9–43 Бк·см<sup>-3</sup> <sup>137</sup>Cs, 0,2–2,1 Бк·см<sup>-3</sup> <sup>241</sup>Am, 0,01–0,2 Бк·см<sup>-3</sup> <sup>154</sup>Eu). Отримані результати показали високу невизначеність у розрахованій оцінці, на підставі середньої питомої активності радіонуклідів, зовнішніх доз опромінення за допомогою «ERICA Assessment Tool» як у самих

донних відкладеннях (до 4 раз), так і на їх поверхні (до 7 раз) у порівнянні з прямими вимірюваннями розподілу потужності дози.

На підставі вмісту радіонуклідів в донних відкладеннях і воді, та вимірних потужностей дози опромінення від них, а також особливостей поведінки різних риб, оцінено дози їх зовнішнього опромінення, яка в озерах Бріт та Глибоке відповідно склала для: карася 41–82 мГр рік<sup>-1</sup> та 71–378 мГр рік<sup>-1</sup>; линя 35–60 мГр рік<sup>-1</sup> та 175–493 мГр рік<sup>-1</sup>, краснопірки 5–13 мГр рік<sup>-1</sup> та 37–48 мГр рік<sup>-1</sup>; щуки 9–27 мГр рік<sup>-1</sup> та 77–138 мГр рік<sup>-1</sup>; окуня 13–30 мГр рік<sup>-1</sup> та 86–168 мГр рік<sup>-1</sup>.

Визначена середня питома активність <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs у різних видах риби, котра відповідно склала 35–69 кБк кг<sup>-1</sup> і 1,0-3,7 кБк кг<sup>-1</sup> для оз. Бріт та 7–14 кБк кг<sup>-1</sup> і 2,1–8,4 кБк кг<sup>-1</sup> – для оз. Глибоке, що дозволило оцінити внутрішні дози опромінення риб у водоймах. Внутрішні дози опромінення риб в озерах Бріт і Глибоке склали відповідно для карася 14–69 мГр рік<sup>-1</sup> та 11–26 мГр рік<sup>-1</sup>, линя 179–247 мГр рік<sup>-1</sup> та 38–52 мГр рік<sup>-1</sup>, краснопірки 275–381 мГр рік<sup>-1</sup> та 61–84 мГр рік<sup>-1</sup>, щуки 146–201 мГр рік<sup>-1</sup> та 38–54 мГр рік<sup>-1</sup>, окуня 171–238 мГр рік<sup>-1</sup> та 41–70 мГр рік<sup>-1</sup>.

Сумарні поглинуті дози опромінення риб в озерах Бріт і Глибоке досягали відповідно 386 мГр рік<sup>-1</sup> і 538 мГр рік<sup>-1</sup>, що може призвести до паталогічних змін у особин популяції риб.

Визначено значення гранично допустимих концентрацій <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у водоймах (Бк·л<sup>-1</sup>) на основі параметрів метаболізму цезію та стронцію у риб залежно від вмісту у воді калію [K<sup>+</sup>, мг·л<sup>-1</sup>] та кальцію [Ca<sup>2+</sup>, мг·л<sup>-1</sup>], котрі гарантують з імовірністю 95 % не перевищення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів в рибі ДР-2006. Показано, що навіть за надто високого вмісту калію (K<sup>+</sup> = 50 мг·л<sup>-1</sup>) та кальцію (Ca<sup>2+</sup> = 150 мг·л<sup>-1</sup>) у воді прісноводних водойм, ГДК <sup>137</sup>Cs – 1,0 Бк·л<sup>-1</sup> і <sup>90</sup>Sr – 0,7 Бк·л<sup>-1</sup> буде менше у порівнянні з допустимими рівнями вмісту радіонуклідів у питній воді (≥ 2 Бк·л<sup>-1</sup>).

Враховуючи високі коефіцієнти накопичення, запропоновано використовувати рибу як біоіндикатор радіоактивного забруднення води

у водоймах. Показано, що за МДА  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 1 Бк можна використовувати 1 кг проби риби або відбирати для вимірювання від 35 л до 17 000 л води з водойми для визначення її радіоактивного забруднення.

**СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ**

1. Anspaugh Ed. L., Balonov M. IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience: Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Radiological assessment reports series: IAEA, 2006. P. 166.
2. Kryshev I. I. Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1995. Vol. 27 (3). P. 207–219.
3. IAEA, 2015. The Fukushima Daiichi accident: Radiological Consequences – Vienna: IAEA-STI-PUB-1710: IAEA, 2015. Vol. 4/5. P. 250.
4. Wada T. et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 164. P. 312–324. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.028>
5. Wada T. et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 204. P. 132–142. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.04.006>
6. Balonov M., Kashparov V., Nikolaenko E., Berkovsky V., Fesenko S. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection*. 2018. Vol. 38. P. 854–867. URL: <https://doi.org/10.1088/1361-6498/aabe34>
7. Yankovich T. L., Beaton D. Concentration ratios of stable elements measured in organs of terrestrial, freshwater and marine non-human biota for input into internal dose assessment for PSL-2: a literature review. 2000. COG99-106-I. 120 p.
8. Pinder J. E., Hinton T. G., Whicker F. W., Smith J. T. Cesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. Vol. 100 (6). P. 456–467. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.004>

9. Outola I., Rask M. Effect of liming on the behaviour of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in a lake ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011. Vol. 102(8). P. 780–787. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.04.011>
10. Smith J. T., Beresford N. A. *Chernobyl: catastrophe and consequences*. Springer. 2005. Vol. 310.
11. Sarah Bancel, Jérôme Cachot, Corentin Bon, Éric Rochard, Olivier Geffard, A critical review of pollution active biomonitoring using sentinel fish: challenges and opportunities, *Environmental Pollution*. 2024. 124661. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124661>
12. ICRP. (2019). Use of organisms as bioindicators for ionizing radiation. ICRP Publication 140. Paris, France: International Commission on Radiological Protection.
13. Yankovich T. L. Mass balance approach to estimating radionuclide loads and concentrations in edible fish tissues using stable analogues. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. Vol. 100 (9). P. 795–801. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.05.001>
14. Kashparov V. et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)*. 2018. Vol. 10. P. 339–353. URL: <https://doi.org/10.5194/essd-10-339-2018>
15. Kashparov V., Levchuk S., Zhurba M., Protsak V., Beresford N. A., Chaplow J. S. Spatial radionuclide deposition data from the 60 km radial area around the Chernobyl Nuclear Power Plant: results from a sampling survey in 1987. *Earth System Science Data (ESSD)*. 2020. Vol. 12. P. 1861–1875. URL: <https://doi.org/10.5194/essd-12-1861-2020>
16. Липська А. та ін. Радіоекологічні дослідження на місцях паливних радіоактивних випадів в Чорнобильській зоні відчуження. *Доповіді Національної академії наук України*. 2016. № 6. С. 133–139.
17. Salbu B., Kashparov V., Lind O. C., Garcia-Tenorio R., Johansen M. P., Child D. P., Roos P., Sancho C. M. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 186 (1). P. 101–115. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.001>

18. Kashparov V.A. et al. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions / Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I., Yoschenko V.I., Maloshtan I.N., Dewiere L. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004. 72(3). P. 335–353. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>
19. Kashparov V.A. et al. Soil Contamination with Fuel Component of Chernobyl Radioactive Fallout / Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I., Ioschenko V.I., Levchuk S.E., Khomutinin Yu.V., Maloshtan I.N., Protsak V.P., Pazukhin E. M. *Radiochemistry*. 2003. Vol. 45(2). P. 189–200. URL: <https://doi.org/10.1023/A:1023897612740>
20. IAEA, 2009. Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments / Vienna: IAEA-TECDOC-1616: IAEA, 2009.
21. 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.
22. Beresford N.A. et al. Radionuclide transfer to wildlife at a ‘Reference site’ in the Chernobyl Exclusion Zone and resultant radiation exposures / Beresford N.A., Barnett C.L., Gashchak S., Maksimenko A., Guliaichenko E., Wood M.D., Izquierdo M. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020a. Vol. 211. 105661. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.007>
23. Beresford N.A., Scott E.M., Copplestone D. Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020b. Vol. 211. 105893. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.01.005>
24. IAEA, 2019. Environmental Impact Assessment of the Drawdown of the Chernobyl NPP Cooling Pond as a Basis for Its Decommissioning and Remediation / Vienna: IAEA-TECDOC-1886: IAEA, 2019. P. 186.
25. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кіреєв С.І., Кленус В.Г., Беляєв В.В., Юрчук Л.П., Дроздов В.В., Гупало О.О. Динаміка питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. *Ядерна*

фізика та енергетика. 22(1) (2021). P. 62–73. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2021.01.062>

26. Pomortseva N.A., Gudkov D.I. Effect of additional acute irradiation on cytomorphological abnormalities of erythrocytes of the prussian carp (*Carassius gibelio* Bloch) from water body contaminated with radionuclides. *Problems of Radiation Medicine and Radiobiology*. 24 (2019), P. 270–283. URL: <https://doi.org/10.33145/2304-8336-2019-24-270-283>

27. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L., Kaglyan A., Rizewski V., Leshchenko A., Bailey E. H., Bakir A., Ovsyanikova S., Laptev G. & Smith J. T. Impact of Environmental Radiation on the Health and Reproductive Status of Fish from Chernobyl. *Environ. Sci. Technol.* 52 (2018). P. 9442–9450. URL: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02378>

28. Fuller N., Ford A.T., Lerebours A., Gudkov D.I., Nagorskaya L., Smith J. Chronic radiation exposure at Chernobyl shows no effect on genetic diversity in the freshwater crustacean, *Asellus aquaticus* thirty years on. *Ecology and Evolution*. 9 (2019), 10135–10144. URL: <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5478>

29. Kashparova E., Levchuk S., Morozova V., Kashparov V. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity*. 211 (2020), 105731. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.05.015>

30. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A., Dzyubenko E.V., Kaglyan A.E., Nazarov A.B. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *Journal of Environmental Radioactivity*. 151. 2016. P. 438–448. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.09.004>

31. Kryshev A. I., Sazykina T. G. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 2012. Vol. 108. P. 9–14. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.013>

32. Kashparov V. A. et al. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *The Science of The Total*

Environment. 2003. Vol. 317. Iss. 1–3. P. 105–119. URL: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00336-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00336-X)

33. Konoplev A. V. Physicochemical Mechanisms of Dissolved  $^{137}\text{Cs}$  Seasonal Variations in Freshwaters: Fukushima and Chernobyl. Radiochemistry. 2023. Vol. 65. No. 6. P. 708–714.

34. Романенко В. Д. та ін. Радіоекологічні наслідки аварії на ЧАЕС для прісноводних екосистем. Вісник с. наукового центру р. академії наук. 2006. Т. 8. № 1. С. 40–57.

35. Національна доповідь України. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Київ: КІМ, 2011. 356 с.

36. Vanderploeg H. A. et al. Bioaccumulation factors for radionuclides in freshwater Biota. ORNL-5002. Oak Ridge National Laboratory: Oak Ridge, Tennessee. 1975.

37. Konoplev A. Laptev G., Igarashi Y., Nanba K. Vertical distributions of Chernobyl-derived  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{241}\text{Am}$  in bottom sediments of water bodies in exclusion zone represent long-term dynamics of water contamination. ENVIRA 5th International Conference on Environmental Radioactivity: BOOK OF ABSTRACTS ID 95, Prague Czech Republic, 13 Sept. 2019. P. 73.

38. Звіт про науково-дослідну роботу за темою № 9/15 удосконалення системи спостережень за радіоактивним забрудненням відповідно до нормативних документів ЄС та дослідження поведінки радіонуклідів у навколишньому середовищі. Розділ 2: Дослідження поведінки радіонуклідів і деяких перехідних металів у системі «вода-зависьь-донні відклади» у замкнених водоймах. УкрГМІ, 2017, 137 с.

39. Horvatin N., Bareši J., Babinka S., Obeli B., Bron I. K., Vre P., Suckow A. Towards a deeper understanding of how carbonate isotopes ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}$ ,  $^{18}\text{O}$ ) reflect environmental changes: a study with recent  $^{210}\text{Pb}$ -dated sediments of the Plitvice lakes, Croatia. Radiocarbon, Vol. 50. Nr 2. 2008. P. 233–253.

40. Sekellick A. J., Banks W. S. L., Myers M. K. Water Volume and Sediment Volume and Density in Lake Linganore between Boyers Mill Road Bridge and Bens



Branch, Frederick County, Maryland, Scientific Investigations Report 2013–5082, U.S. Geological Survey, Reston, Virginia: 2013, 26 p.

41. Хомутінін Ю. В., Кашпаров В. А., Кузьменко А. В. Залежність коефіцієнтів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  рибою від вмісту калію і кальцію у воді прісноводної водойми. Радіаційна біологія. Радіоекологія. 2011. № 51 (3). С. 374–384.

42. Хомутінін Ю. В. та ін. Прогноз динаміки і ризику перевищення допустимого вмісту  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в рибі Київського водосховища на пізній фазі Чорнобильської аварії. Радіаційна біологія. Радіоекологія. 2013. № 53 (4). 411 с.

43. Fuller N. et al. Does Chernobyl-derived radiation impact the developmental stability of *Asellus aquaticus* 30 years on? / Fuller N., Smith J.T., Nagorskaya L.L., Gudkov D.I., Ford A.T. *Science of The Total Environment*. 2017. Vol. 576. P. 242–250. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.097>

44. Kryshev I. I., Sazykina T. G. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl. 1995. *JER*. Vol. 28. P. 91–103.

45. Каглян О. Є. Гудков Д. І., Кіреєв С. І., Юрчук Л. П., Гупало Е. А. Риби Чорнобильської зони: сучасний рівень радіонуклідного забруднення і дозові навантаження. *Гідробіологічний журнал*. 2019. Т. 55, № 3. С. 86–104. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/gbj\\_2019\\_55\\_3\\_10](http://nbuv.gov.ua/UJRN/gbj_2019_55_3_10)

46. Pröhl G. et al. Ecological half-lives of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in terrestrial and aquatic ecosystems / Pröhl G., Ehlken S., Fiedler I., Kirchner G., Klemt E., Zibold G. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 91. P. 41–72.

47. Klemt E., Zibold G. Datenerhebung zur Radiocasium-Kontamination im Jahr 2002. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben. 2003. Nr. 9008714/32 im Auftrag des MUF-BW.

48. Smith J.T. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 368. P. 502–518. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.011>

49. International Commission on Radiological Protection (ICRP). (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Publication 103). *Annals of the ICRP*, 37(2-4).

50. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1-130-2006. URL: [http://search.ligazakon.ua/l\\_doc2.nsf/link1/RE12719.html](http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/RE12719.html)

51. НОРМИ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ УКРАЇНИ (НРБУ-97). Київ. 1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0062282-97#Text>

52. Gudkov D. I., Kaglyan A. Ye., Nazarov A. B., Klenus V. G. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. Begell House, Inc. Hydrobiological Journal. 2008. 44(5). P. 87-104.

53. Каглян О. Є., Гудков Д. І., Кленус В. Г., Широкая З. О., Поморцева Н. А., Юрчук Л. П., Назаров А. Б. Радіонукліди в аборигених видах риби чорнобильської зони відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2012. Вип. 13 (3). P. 306–315.

54. Каглян О. Є., Гудков Д. І., Кіреєв С. І., Кленус В. Г., Беляєв В. В., Юрчук Л. П., Дроздов В. В., Гупало О. О. Динаміка питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2021. Вип. 22 (1). P. 62–73. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2021.01.062>

55. Kaglyan A. Ye., Gudkov D. I., Kireyev S. I., Yurchuk L. P., Gupalo Ye. A. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. Hydrobiological Journal. 2019. Vol. 55 (5). P. 81–99. URL: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v55.i5.80>

56. Teien H.-C., Kashparova O., Salbu B., Levchuk S., Protsak V., Eide D. M., Jensen K. A., Kashparov V. 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. 2021. Vol. 786. 147280. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147280>

57. 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. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2021.03.272>

58. E. Kashparova et al. Clean feed as countermeasure to reduce the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  levels in fish from contaminated lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 107091 (2023). URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107091>

59. Belyaev V. V., Volkova O. M., Gudkov D. I., Prishlyak S. P., Skyba V. V. (2023). Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 263, 107169. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107169>

60. Teien H.-C., Wada T., Kashparov V., Lopez-Gutierrez J. M., Garcia-Tenorio R., Hinton T. G., Salb, B. 2023. Transfer of  $^{129}\text{I}$  to freshwater fish species within Fukushima and Chernobyl exclusion zones. *Journal of Environmental Radioactivity*. 270, 107269. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107269>

61. Каглян О. Є. та ін.. Накопичення  $^{90}\text{Sr}$  представниками «мирних» видів риби у водоймах Чорнобильської зони відчуження та інших водоймах України. *Biol. Stud.* 2011. № 5 (2). С. 113–120. URL: <https://doi.org/10.30970/sbi.0502.145>

62. Kryshev A. (2008). Modelling of fish contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in relation to the calcium concentrations in water. *Radiatsionnaia biologii, radioecologii*, 48 3, 364-9.

63. Shevtsova N. L., Gudkov D. I., Yavnyuk A. A. Some aspects of radioecological monitoring of high aquatic plants from waterbodies within the chernobyl accident exclusion zone. *Proceedings of the International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation: ICEM*. 2009. URL: <https://doi.org/10.1115/ICEM2009-16368>

64. Шеханова І. А. Радіоекологія риби. м. : Легк. и пищ. Пром-сть, 1983. 208 с.

65. Рябов І. Н. Радіоекологія риби водойм в зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС: по матеріалах експедиційних досліджень. м.: Тов-во научн. изд. КМК, 2004. 216 с.

66. Romanenko V. D., Gudkov D. I., Volkova Ye. N., Kuzmenko M. I. Radioecological problems of aquatic ecosystems: 25 years after the accident at the

Chernobyl nuclear power station. *Hydrobiological Journal*. 2011. Vol. 47, no. 4. P. 3–23. DOI: 10.1615/HydrobJ.v47.i4.10.

67. Gudkov D. I., Kuzmenko M. I., Kireev S. I., Nazarov A. B., Shevtsova N. L., Dzyubenko E. N., Kaglyan A. E. Radioecological problems of aquatic ecosystems of the Chernobyl exclusion zone. *Biophysics*. 2010. Vol. 55, no. 2. P. 332–339. URL: <https://doi.org/10.1134/S0006350910020272>.

68. Gudkov D. I., Shevtsova N. L., Pomortseva N. A., Dzyubenko E. V., Kaglyan A. E., Nazarov A. B. Radiation induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioact.* 2016 a. Vol. 151. P. 438–448. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.09.004>

69. Бонд В. П. Основи радіобіології, необхідні для розуміння впливу іонізуючих випромінювань на кровотворення. Керівництво з радіаційної гематології (Спільне видання МАГАТЕ і ВОЗ). м. : Медицина, 1974. С. 63–70.

70. Інграм М. Гематологічні основи для оцінки ступеня променевого ураження. Малі дози, хронічне опромінення і віддаленні ефекти. Керівництво з радіаційної гематології (Спільне видання МАГАТЕ і ВОЗ). Медицина, 1974. С. 221–230.

71. Sazykina T.G., Kryshev A.I. EPIC database on the effects of chronic radiation in fish: Russian/FSU data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 68. P. 65–87.

72. Kryshev A.I., Sazykina T.G. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 2012. Vol. 108. P. 9–14. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.013>

73. Поморцева Н.А., Гудков Д.І. Вплив додаткового гострого опромінення на цитоморфологічні порушення еритроцитів карася сріблястого (*Carassius gibelio bloch*) із забрудненої Радіонуклідами водойми. Проблеми радіаційної медицини та радіобіології. 2019. Вип. 24. С. 270–283.

74. The ERICA Assessment Tool. URL: <https://erica-tool.com/>

75. Program BiotaDC (a complement to ICRP Publication 136). URL: <http://biotadc.icrp.org/>

76. Hosseini, A., Thørring, H., Brown, J., Saxén, R., & Ilus, E. (2008). Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems--default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool.. *Journal of environmental radioactivity*, 99 9, 1408-29. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.01.012>.

77. Brown, J., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N., Copplestone, D., Pröhl, G., & Ulanovsky, A. (2008). The ERICA Tool.. *Journal of environmental radioactivity*, 99 9, 1371-83. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.01.008>.

78. Кришев О.І., Рябов І.Н. Модель розрахунку забруднення риб  $^{137}\text{Cs}$  і її застосування для озера Кожановського (Брянська область) // Радіаційна біологія. Радіоекологія. 2005. Т. 3. С. 244-252.

79. Craig, J.F. (ed.), 2008. Pike: Biology and exploitation. Springer Science & Business Media

80. Mann, R.H.K., 1996. Environmental requirements of European pike *Esox lucius* and implications for the management of pike populations. *Ecology of Freshwater Fish*, 5(2), P. 66–73.

81. Casselman J. M., Lewis C. A. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53 (S1). P. 161–174

82. Kitchell, J.F., Schindler, D.E., Herwig, B.R., Post, D.M. and Olson, M.H., 1999. Nutrient cycling at the landscape level: the role of diadromous fish. *Ecosystems*, 2(4). P. 399–410.

83. Monk C. T., Arlinghaus R. Encountering a bait is necessary but insufficient to explain individual variability in vulnerability to angling in two freshwater benthivorous fish in the wild. *PLOS ONE*. March 16, 2017, 1-25. URL: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173989>

84. Ulanovsky A., Pröhl G., Gómez-Ros J. M. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota. *J Environ Radioact*. 2008. 99(9). P. 1440–1448.

85. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (<http://www.ERICA-tool.com>).

86. ICRP, 2017. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. Ann. ICRP 46(2)

87. Мовчан Ю.В., Смірнов А.І.. Риби. Коропові. В кн.: Фауна України. Вип. 2. Том 8, Част. 2. ( К.: 202 Наук. думка, 1983) с. 354.

88. Ненашев Н.А. и др. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  іхтіофауною різноманітних водойм ПДРЭЗ. Екосистеми і радіація: Аспекти існування і розвитку. Сб. наук. тр., посвящений 25-річчя Палескага дзяржаўны радыяцыйна-экалагічны запаведнік. Під сп. ред. Ю.І. Бондаря. Мінськ: БОРБІЦ РНІУП «Інститут радіології». (2013) 353 с.

89. Кашпарова О., Теин Х.-С., Левчук С., Павленко В., Салбу Б., Кашпаров В. Динаміка виведення  $^{137}\text{Cs}$  з організму срібного карася (*Carassius gibelio*) при різній температурі води. Ядерна фізика та енергетика. 2019. №20(4). С. 411. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.411>

90. Кашпарова О., Теин Х.-С., Левчук С., Процак В., Корепанова К., Салбу Б., Ібатуллин І., Кашпаров В. Динаміка надходження  $^{137}\text{Cs}$  з води в організм срібного карася (*Carassius gibelio*). Ядерна фізика та енергетика. 2020. №21(1). С.064-074. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2020.01.064>

91. Smith, J. T., Comans, R. N. J., Beresford, N. A., Wright, S. M., Howard, B. J., & Camplin, W. C. (2003). Contaminated Land and Its Impact on Health and the Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 179. P. 141–191.

92. Eckerman K. F. Ryman J. C. External exposure to radionuclides in air, water, and soil', Federal Guidance Report. 1993. No. 12, EPA Report 402-R-93-081, Washington, DC

93. ICRP, 1995. Basic Anatomical & Physiological Data for use in Radiological Protection - The Skeleton. ICRP Publication 70. Ann. ICRP 25 (2).

94. Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. and West, G.B. (2004), TOWARD A METABOLIC THEORY OF ECOLOGY. *Ecology*, 85: 1771-1789. URL: <https://doi.org/10.1890/03-9000>

95. Smith J.T. et al. A review and test of predictive models for the bioaccumulation of radiostrontium in fish / Smith J.T., Sasina N.V., Kryshev A.I.,

Belova N.V., Kudelsky A.V. Journal of Environmental Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 950–954. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.07.005>

96. Smith J.T. et al. The “Aquascope” simplified model for predicting  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$ , and  $^{134,137}\text{Cs}$  in surface waters after a large-scale radioactive fallout. Health Physics. 2005. Vol. 89(6). P. 628–644. URL: <https://doi.org/10.1097/01.HP.0000176797.66673.b7>

97. Fesenko S., Fesenko J., Sanzharova N., Karpenko E., Titov I. Radionuclide transfer to freshwater biota species/ Journal of Environmental Radioactivity. 2011. Vol. 102. P. 8–25. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.09.006>

98. Yankovich T. et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. Journal of Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 126. P. 299–313. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.07.014>

99. Konovalenko L. et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. Journal of Environmental Radioactivity. 2016. Vol. 160. P. 64–79.

100. Каглян О.Є. та ін. Радіонукліди в аборигених видах риб Чорнобильській зоні відчуження. Ядерна фізика та енергетика. 2012. № 13(3). С. 306–315.

101. Kryshev A.I.  $^{90}\text{Sr}$  in fish: A review of data and possible model approach. Science of the Total Environment. 2006 Vol. 370. P. 182–189. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.06.003>

102. Elliott J.M. Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding for brown trout, *Salmo trutta* L. Freshwater Biology. 1975. Vol. 5. P. 287–303. URL: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1975.tb00142.x>

103. Smith J.T. et al. Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect”. Journal of Environmental Radioactivity. 2002. Vol. 62. P. 145–164. URL: [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00157-6](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00157-6).

104. Ganzha C. D., Gudkov D. I., Abramiuk I. I. et al. Skeletal abnormalities in juvenile fish from the cooling pond of the Chernobyl nuclear power plant. Eur. Phys.

J. Spec. 2023. Top. 232. P. 1607–1615. URL: <https://doi.org/10.1140/epjs/s11734-023-00895-5>

105. Nogueira P., Hiller M., Aust M.-O., Monte Carlo simulation of dose coefficients for a fish eye lens model exposed to monoenergetic electrons, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volumes 199–200, 2019, Pages 7-15, ISSN 0265-931X. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.12.021>

106. Yankovich T. L., Beresford N. A., Wood M. D., Aono T., Andersson P., Barnett C. L., Uchida S. (2010). Whole-body to tissue concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. *Radiation and Environmental Biophysics*, 49(4), 549–565. DOI:10.1007/s00411-010-0323-z

107. Vandecasteele C. (2004). Environmental monitoring and radioecology: a necessary synergy.. *Journal of environmental radioactivity*, 72 1-2, 17-23. URL: [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00181-4](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00181-4).

108. Yachmenyov, V., & Isageva, L. (1996). Environmental monitoring in the vicinity of the Mayak atomic facility.. *Health physics*, 71 1, P. 61–70. URL: <https://doi.org/10.1097/00004032-199607000-00010>

109. IAEA. (2008). Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.8, Vienna.

110. ICRP. (2008). Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38(4-6)

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

112. International Atomic Energy Agency. (2018). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife. IAEA.

113. Khomutinin Yu. V., Kashparov V. O. Optimization of fish sampling procedure for evaluating the specific activity of <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr and accumulation coefficients. *Ядерна фізика та енергетика*, (2016). 17(2), 189–198. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2016.02.189>

114. Беляєв В.В., Волкова О.М., Гудков Д.І., Пришляк С.П., Скиба В.В. Реконструкція поглиненої дози опромінення риб оз. Глибокого впродовж



ранньої фази аварії на Чорнобильській АЕС. Гідробіол. журн. 2021. № 57 (2). С. 96–106.

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

116. Rosseland, B., Massabuau, J., Grimalt, J., Hofer, R., Lackner, R., Raddum, G., Rognerud, S., Vives, L., Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish. The EMERGE Project (European Mountain Lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and socio-economic valuation), 2001. URL: <http://www.mountain-lakes.org/emerge/www.mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf>

117. Павлоцкая Ф.І. Основні принципи радіохімічного аналізу об'єктів навколишнього середовища і методи визначення радіонуклідів стронція і трансуранових елементів. Журнал аналітичної хімії. 1997. № 52(2). С. 126–143.

118. The CR specialists HD-CR/ CR 35 NDT computed radiography systems. URL: [https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr\\_35\\_ndt/literature/WPRO100018\\_HD-CR\\_35\\_NDT\\_EN.pdf](https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr_35_ndt/literature/WPRO100018_HD-CR_35_NDT_EN.pdf)

119. Керівництво з монтажу та експлуатації HD-CR 35 NDT plus. URL: [https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr\\_35\\_ndt/manual/9000-608-130\\_2206V004\\_en.pdf](https://www.duerr-ndt.com/files/downloads/hd-cr_35_ndt/manual/9000-608-130_2206V004_en.pdf)

120. Щербуха А. Риби України. – Київ : Видавництво Раєвського, 2013. – 256 с.

121. Книш С. А. Екологія окуня звичайного (*Perca fluviatilis*) Житомирського водосховища : кваліфікаційна робота : спец. 0207 «Водні біоресурси та аквакультура» / Поліський нац. ун-т, каф. Біоресурсів, аквакультури та природничих наук ; наук. кер. С. П. Вербельчук. – Житомир : Поліський нац. ун-т, 2021. - 25 с.

122. Heina, K.. MORPHOLOGICAL PECULIARITIES, AGE STRUCTURE AND GROWTH RATE OF RUDD (*SCARDINIUS ERYTHROPHthalmus* L., 1758) OF THE DNIEPER-BUG ESTUARY SYSTEM. В Ribogospodars'ka nauka

Україні (Issue 4(38), 2016 - с. 64–75). Institute of Fisheries NAAS of Ukraine. URL: <https://doi.org/10.15407/fsu2016.04.064>

123. . Каглян О. Є, Гудков Д. І., Беляєв В. В., Кіреєв С. І., Юрчук Л. П., Меньковська М. О., Потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення представників іхтіофауни озер у Чорнобильській зоні відчуження, Ядерна фізика та енергетика 2024 Т. 25 № 2 С. 141–148. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2024.02.141>

124. Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ 2007. С. 119–128.

125. 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. Ядерна фізика та енергетика. 2022. 23(1), 57-63. URL: <https://doi.org/10.15407/jnpae2022.01.057>

126. 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). P. 502–518. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.011>

127. Smith J.T. et al. 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. 2000. Vol. 48. P. 359–369.

128. Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наукова думка. 2007. 455 с.

129. Гречанюк М. О., Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С.Є., Максін В.І., Кашпаров В.О. Гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді НУБіП України. 2022. № 99 (5). URL: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2022.05.002>

130. Гречанюк М. О., Голяка Д. М., Левчук С.Є., Павленко П. М., Теїєн Х.-К., Хауген Т. О., Максін В.І., Кашпаров В.О. Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз. Бріт у

Чорнобильській зоні відчуження. Наукові доповіді НУБіП України. 2023. № 3 (103). URL: [http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi3\(103\).2023.001](http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi3(103).2023.001).

131. Ulanovsky A., Copplestone D., Vives i Batlle J. ICRP Publication 136: Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation. 46(2) (2017). URL: <https://doi.org/10.1177/0146645317728022>

132. Kashparov V., Salbu B., Levchuk S., Protsak V., Maloshtan I., Simonucci C., Courbet C., Nguyen H., Sanzharova N., Zabrotsky V. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity*. 208-209 (2019), 106025. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106025>

133. Поморцева Н. А., Гудков Д. І. Вплив додаткового гострого опромінення на цитоморфологічні порушення еритроцитів карася сріблястого (*Carassius Gibelio Bloch*) із забрудненої радіонуклідами водойми // Проблеми радіаційної медицини та радіобіології = *Problems of Radiation Medicine and Radiobiology*. 2019. Вип. 24., 270-283.

134. Woodhead D. S.. The Radiation Dose Received by Plaice (*Pleuro-Nectes Platessa*) from the Waste Discharged into the North-east Irish Sea from the Fuel Reprocessing Plant at Windscale. *Health Physics*. 25 (1973), 115-121. URL: [https://journals.lww.com/health-physics/Abstract/1973/08000/The\\_Radiation\\_Dose\\_Received\\_by\\_Plaice.4.aspx](https://journals.lww.com/health-physics/Abstract/1973/08000/The_Radiation_Dose_Received_by_Plaice.4.aspx)

## Вимірювання амбієнтної еквівалентної дози у донних відкладеннях

1) оз. Бріт

1-0			1-1			1-2			1-3			1-4		
Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>
-1,35	15,3	11,2	-1,19	8,7	5,5	-2,49	4,9	2,8	-4,4	1,4	0,8	-4,9	7,4	4,5
-1,3	20,2	16,1	-1,14	10,2	6,7	-2,44	7,8	4,8	-4,35	2,2	1,2	-4,85	11,4	7,7
-1,25	25,25	21,41	-1,09	9,7	6,3	-2,39	10,4	6,9	-4,3	4,0	2,2	-4,8	18,04	13,90
-1,2	26,9	23,2	-1,04	8,3	5,2	-2,34	9,6	6,2	-4,25	6,8	4,1	-4,75	21,5	17,4
-1,15	25,9	22,1	-0,99	6,5	3,9	-2,29	8,2	5,1	-4,2	11,9	8,1	-4,7	20,8	16,7
-1,1	25,5	21,7	-0,94	4,5	2,5	-2,24	6,5	3,9	-4,15	17,9	13,8	-4,65	17,5	13,4
-1,05	24,6	20,7	-0,89	3,5	1,9	-2,19	4,6	2,6	-4,1	22,3	18,3	-4,6	13,9	9,9
-1	22,7	18,7	-0,84	2,3	1,2	-2,14	3,3	1,8	-4,05	22,6	18,6	-4,55	9,9	6,5
-0,95	20,3	16,2	-0,79	1,5	0,8	-2,09	2,5	1,4	-4	18,9	14,8	-4,5	6,6	3,9
-0,9	18,61	14,47				-2,04	1,9	1,0	-3,95	15,6	11,5	-4,45	4,7	2,7
-0,85	16,5	12,4							-3,9	11,3	7,6			
-0,8	14,3	10,3												
-0,75	10,5	6,9												



2-0			2-1			2-2			2-3			2-4		
Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>	Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС- 01, мкЗв год <sup>-1</sup>
-5,8	2,7	1,5	-5,27	2,7	1,5	-2,5	13,5	9,6	-3,47	0,8	0,5	-2,35	1,3	0,7
-5,75	3,9	2,2	-5,22	3,8	2,1	-2,45	14	10	-3,42	1,4	0,8	-2,3	1,7	0,9
-5,7	6,3	3,7	-5,17	6,5	3,9	-2,4	14,6	10,6	-3,37	2,5	1,4	-2,25	2,8	1,5
-5,65	10,9	7,3	-5,12	10,5	6,9	-2,35	12,6	8,7	-3,32	4,1	2,3	-2,2	4,6	2,6
-5,6	15,6	11,5	-5,07	16,5	12,4	-2,3	9,6	6,2	-3,27	2,7	1,5	-2,15	7,09	4,29
-5,55	20,3	16,2	-5,02	21,8	17,7	-2,25	6,9	4,2	-3,22	1,8	1,0	-2,1	7,6	4,7
-5,5	20,9	16,8	-4,97	21	17	-2,2	5,2	3,0	-3,17	1,3	0,7	-2,05	6,9	4,2
-5,45	19,4	15,3	-4,92	16,9	12,8	-2,15	3,9	2,2	-3,12	0,98	0,57	-2	5,9	3,5
-5,4	16,5	12,4	-4,87	13,8	9,8	-2,1	3,2	1,7	-3,07	0,7	0,4	-1,95	4,7	2,7
-5,35	14,4	10,4	-4,82	10,7	7,1	-2,05	2,7	1,5	-3,02	0,5	0,3	-1,9	3,4	1,9
-5,3	12,5	8,7	-4,77	7,8	4,8	-2	2	1				-1,85	2,6	1,4
-5,25	10,1	6,6	-4,72	5,8	3,4							-1,8	1,9	1,0
-5,2	7,8	4,8	-4,67	4,3	2,4							-1,75	1,3	0,7

## 2) Оз. Глибоке

Глибина, м	ДКС 96, мкЗв год <sup>-1</sup>	РКС-01, мкЗв год <sup>-1</sup>
-5,6	17,8	13,7
-5,55	23,4	19,4
-5,5	35,01	31,83
-5,45	42,7	39,3
-5,4	44,5	40,9
-5,35	44,1	40,6
-5,3	40,1	36,9
-5,25	37,3	34,2
-5,2	32,2	28,9
-5,15	27,7	24,0
-5,1	23,6	19,6
-5,05	20,2	16,1
-5	17,4	13,3
-4,95	12,6	8,7
-4,9	10,5	6,9
-4,85	8,7	5,5
-4,8	7,1	4,3
-4,75	5,3	3,0
-4,7	3,8	2,1
-4,65	2,9	1,6
-4,6	2,2	1,2
-4,55	1,7	0,9
-4,5	1,4	0,8
-4,45	1,1	0,6
-4,4	0,96	0,56

**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. зроблено теоретичне обґрунтування щодо радіонуклідного забруднення озера Глибоке, проведено відбір та вимірювання зразків риби в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено аналіз отриманих результатів на вміст  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у карасях сріблястих. 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 у 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. визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб, проведено дослідження в лабораторних умовах, здійснено підготовку зразків риби до вимірювання, проведено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, проведено аналіз  $^{137}\text{Cs}$  накопичення при низьких температурах. 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, радіохімічне 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 у 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 підготовчі заходи для дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено прижиттєві вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб у польових умовах, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб в природних умовах, відбір та підготовка зразків до спектрометричних вимірювань, аналіз результатів щодо накопичення радіонуклідів у рибі. 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 та підготовку зразків для подальших вимірювань, здійснено аналіз залежності накопичення радіонуклідів в організмі риб від сезонних змін температурного режиму. 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 та підготовку зразків риби, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  методом 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 науковому виданні,  
включеному до Переліку наукових фахових видань України**

**6. Гречанюк М. О., Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Максін В. І., Кашпаров В. О.** Радіоактивне забруднення і дози внутрішнього опромінення риби в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2022. № 3 (97). *(Гречанюком М. О. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ , вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, аналіз результатів, розраховано потужності поглинених доз внутрішнього опромінення органів риб згідно коефіцієнта МКРЗ для  $^{238-241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , підготовлено та написано 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. Павленко П. М. проведено дослідження в лабораторних умовах, відбір зразків, вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії. Левчуком С. Є. підготовлено інфраструктуру для проведення дослідження, проведено калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. 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, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*

**7. Гречанюк М. О., Кашпарова О. В., Павленко П. М., Левчук С. Є., Максін В. І., Кашпаров В. О.** Гранично допустимі концентрації радіонуклідів у водоймах. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів

і природокористування України. 2022. № 5 (99). (Гречанюком М. О. проведено дослідження, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, проаналізовано можливість використання риби як біоіндикатора радіаційного забруднення водойм, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки, підготовлено та написано статтю до друку відповідно до вимог видання. Кашпаровою О. В. здійснено аналіз отриманих результатів, проведено редагування статті. Павленко П. М. проведено аналіз отриманих результатів, проведено редагування статті. Левчуком С. Є. здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. 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, проаналізовано та систематизовано результати досліджень, статистичну обробку отриманих даних, визначено актуальність).

**8. Гречанюк М. О.,** Голяка Д. М., Левчук С. Є., Павленко П. М., Теїєн Х.-К., Хауген Т. О., Максим В. І., Кашпаров В. О. Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз. Бріт у Чорнобильській зоні відчуження. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2023. № 3 (103). (Гречанюком М. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, удосконалено пробовідбірник для одночасного відбору проб донних відкладень та вимірювання потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання у вертикальних профілях донних відкладень, вимірювання радіонуклідів методами гамма і бета спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено статтю до друку відповідно до вимог видання. Голякою Д. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено

калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, здійснено статистичну обробку отриманих даних. Павленко П. М. здійснено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ . Теіеном Х.-К. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. проведено аналіз отриманих результатів. Хаугеном Т. проведено аналіз отриманих результатів. Максим В. І. 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, проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

#### Тези наукових доповідей

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. Гречанюком М. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риби).

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: ІХ Міжнародна наукова конференція молодих вчених, м. Харків, 25–26 листопада 2021 року: тези доповіді. Харків, 2021. Р. 201–203. (Pavlenko P. проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. Kashparova O. проведено

експериментальні дослідження, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення. *Hrechaniuk M.* проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, їх аналіз та узагальнення результатів щодо накопичення  $^{137}\text{Cs}$  при низьких температурах).

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, здійснено відбір і вимір зразків, їх аналіз та узагальнення, написано тези доповіді. *Kashparova O.* проведено експериментальні дослідження. *Hrechaniuk M.* проведено експериментальні дослідження, здійснено відбір, підготовку і вимірювання зразків, проведено узгодження результатів висвітлених на постері. *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. 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, здійснено 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.* здійснено відбір та підготовку зразків риби, визначено особливості співвідношення маси до геометричного фактору риб в природних умовах. *Wada T.* проведено аналіз та узагальнення результатів. *Kashparov V. O.* проведено концептуалізацію

та планування дослідження, аналіз та узагальнення отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).

13. **Гречанюк М. О.**, Павленко П. М., Кашпаров В. О., Максін В. І. Визначення гранично допустимих концентрацій радіонуклідів у водоймах зони ЧАЕС. Kyiv Conference on Analytical Chemistry: Modern Trends. 2022 С. 59–60. *(Гречанюком М. О. проведено дослідження, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних, проаналізовано можливість використання риби як біоіндикатора радіаційного забруднення водойм, сформульовано наукову новизну, практичне значення та мету проведених досліджень, узгоджено з рештою співавторів висновки, підготовлено та написано тези доповіді. Павленко П. М. проведено аналіз отриманих результатів, проведено редагування тексту. Кашпаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, проаналізовано та систематизовано результати досліджень, статистичну обробку отриманих даних. Максим В. І. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності).*

14. Гречанюк М. О. Питома активність радіонуклідів та потужність зовнішньої дози опромінювання у донних відкладах оз. Бріт. 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 природо-користування України, м. Київ, 25 травня 2023 року: тези доповіді. Київ, 2023. С. 609–610.

15. **Гречанюк М. О.**, Голяка Д. М., Левчук С. Є., Павленко П. М., Теїєн Х.-К., Хауген Т. О., Максін В. І., Кашпаров В. О. Activity concentration of radionuclide and external dose rate in bottom deposits of Brit lake in the Chernobyl exclusion zone. Актуальні питання радіобіології-2023. Радіобіологічне товариство України. Житомир, 2023. С. 34 *(Гречанюком М. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження, дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, вдосконалено*



*пробовідбірник для одночасного відбору проб донних відкладень та вимірювання потужності поглиненої дози іонізуючого випромінювання у вертикальних профілях донних відкладень, вимірювання радіонуклідів методами гамма і бета спектрометрії, аналіз результатів, написано та підготовлено тези доповіді до друку відповідно до вимог видання. Голякою Д. М. проведено дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, аналіз результатів. Левчук С. Є. проведено калібрування спектрометрів, вимірювання радіонуклідів методами гамма, бета та альфа спектрометрії, здійснено аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Павленко П. М. проведено вимірювання радіонуклідів методами гамма спектрометрії, радіохімічне виділення  $^{90}\text{Sr}$ . Теїеном Х.-К. проведено концептуалізацію та планування дослідження, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних. Хаугеном Т. проведено аналіз отриманих результатів. Максіним В. І. проведено літературний науковий пошук, порівняльний аналіз наявних досліджень, які наближені до опублікованих авторами та визначено відповідні узгодження і відмінності. Кашипаровим В. О. проведено концептуалізацію та планування дослідження в природних умовах Чорнобильської зони відчуження, здійснено відбір зразків, аналіз отриманих результатів, статистичну обробку отриманих даних).*