

УДК 577.34:581.526.3:597

О.М. ВОЛКОВА, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

О.Є. КАГЛЯН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net

В.В. СКИБА, к. с.-г.н., доц.,
Білоцерківський національний аграрний університет
пл. Соборна 8/1, м. Біла Церква, Київська обл., 09100, Україна

ТЕХНОГЕННІ РАДІОНУКЛІДИ У ГІДРОБІОНТАХ ВОДОЙМ ПІВНОЧІ УКРАЇНИ¹

Проведено порівняльний аналіз особливостей накопичення штучних радіонуклідів вищими водними рослинами та рибами водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) і територій західного та південного слідів чорнобильського викиду. У 2020—2021 рр. питома активність ⁹⁰Sr у вищих водних рослинах водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС, оз. Далекого та Янівського затону досягала 10—46 кБк/кг, ¹³⁷Cs — 5,4—47 кБк/кг; в озерах Азбучин, Вершина та Глибоке — відповідно 64—419 і 9,3—63,4 кБк/кг. Питома активність ⁹⁰Sr у рибах ВО ЧАЕС, оз. Далеке та Янівського затону досягала 1,4—8,6, ¹³⁷Cs — 2,3—3,2 кБк/кг; в озерах Азбучин, Вершина та Глибоке — відповідно 21—213 і 4,2—6,2 кБк/кг. В 2020—2021 рр. у більшості досліджених во-

¹ Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264) і Національної академії наук України, а також у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження.

Ц и т у в а н н я: Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Скиба В.В. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 100—119.

дойм поза межами ЧЗВ рівні накопичення ^{90}Sr у гелофітів вірогідно не відрізнялись і становили близько 10 Бк/кг. У гелофітів оз. Лісового питома активність ^{90}Sr досягла 181 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гелофітів Канівського водосховища та р. Ірша не перевищувала 30, оз. Лісового — досягла 16920 Бк/кг, інших водойм поза межами ЧЗВ — 65—515 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого, Луки та Лісового становила відповідно 639, 1066 та 6417 Бк/кг, інших водойм — не перевищувала 150 Бк/кг. Питома активність ^{90}Sr в організмі риб оз. Лісового досягла 23, інших водойм — не перевищувала 11,3 Бк/кг. Максимальна активність ^{137}Cs у рибах озер Лісове та Біле становила відповідно 1400 та 314, Повчанського та Київського водосховищ — 154 та 124 Бк/кг, інших досліджених водойм — не перевищувала 38 Бк/кг.

Ключові слова: аварія на Чорнобильській АЕС, радіонуклідне забруднення, водойми, вищі водні рослини, риби, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Формування радіоекологічного напрямку в суміжних галузях біологічної науки було пов'язане з глобальним радіоактивним забрудненням біосфери з середини минулого сторіччя, яке обумовлене інтенсивними випробуваннями ядерної зброї та аваріями на підприємствах ядерного паливного циклу. Період часу з 1950-х до початку 1980-х років характеризувався всебічним накопиченням результатів досліджень та поглибленням знань у сфері ядерної фізики, радіобіології та радіоекології.

Проте на початку 80-х років минулого сторіччя у багатьох країнах виникла тенденція до скорочення радіоекологічних досліджень, що було зумовлено зниженням кількісних показників глобального радіонуклідного забруднення об'єктів навколишнього середовища та пропагандою гарантованої безпечності функціонування підприємств ядерної енергетики. Певне значення мала й ілюзія щодо зменшення вірогідності виникнення військового ядерного конфлікту. Нажаль, хибність зазначених підходів була доведена спочатку аваріями на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р. та на АЕС Фукусіма-Дайічі у 2011 р., а на теперішній час — військовими діями на території України.

Після аварії на ЧАЕС виявилось, що у науковій літературі відсутні дані щодо рівнів вмісту радіонуклідів у біотичних компонентах більшості водойм України, які у 1986 р. були забруднені продуктами чорнобильського походження. Зокрема, для оцінки ступеню впливу чорнобильського викиду на рівні накопичення ^{137}Cs представниками промислової іхтіофауни Київського та Канівського водосховищ у якості референсних використовували доаварійні величини його вмісту у рибах Запорізького водосховища [2], ^{90}Sr — у рибах водойм південних регіонів України [3].

З перших післяаварійних років співробітники Інституту гідробіології НАН України та інших наукових установ досліджують особливості накопичення, міграції та перерозподілу радіонуклідів та їхніх фізико-хімічних форм в абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем, які зазнали інтенсивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Зокрема, виконані численні радіоекологічні дослідження представників іхтіофауни [5, 6, 8—10, 15, 16, 23—25, 27—30, 34—36] та вищих водних рос-

лин [4, 5, 12, 14, 19—22, 26, 31, 32] у водоймах за різних гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних умов водного середовища.

На теперішній час визначення рівнів радіонуклідного забруднення компонентів водойм України набуває надзвичайної актуальності, оскільки військові дії можуть спричинити радіаційне забруднення навколишнього середовища внаслідок руйнування підприємств ядерного паливного циклу та у випадку застосування ядерної зброї.

Необхідно враховувати й те, що введення воєнного стану на території України неминує призводить до значних обмежень доступу до водойм і, відповідно, до неможливості проведення комплексних польових досліджень, без яких радіоекологічна ситуація у водних екосистемах може залишитись невизначеною. Тому аналіз інформації щодо вмісту радіонуклідів у гідробіонтах за період, який передував початку воєнних дій, сприятиме визначенню референсних рівнів радіоактивного забруднення водойм, які можуть бути використані для оцінки наслідків військових дій.

Мета роботи — узагальнення результатів досліджень рівнів вмісту техногенних радіонуклідів у вищих водних рослинах та рибах водойм, які зазнали інтенсивного радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС.

Матеріал і методика дослідження

Дослідження виконували впродовж 2020—2021 рр. на різнотипних водоймах, розташованих у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) та на територіях західного та південного слідів чорнобильського викиду. На території ЧЗВ проби гідробіонтів відбирали в озерах Азбучин (51,406°N, 30,109°E), Вершина (51,432°N, 30,073°E), Глибоке (51,444°N, 30,064°E), Далеке (51,430°N, 30,103°E), Янівському затоні (51,409°N, 30,084°E), р. Прип'ять (у м. Чорнобиль) та у найбільших чотирьох залишкових водоймах, які утворились після зниження рівня води у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС. У роботі наведені результати вимірювання вмісту радіонуклідів у гідробіонтах чотирьох досліджених водойм, які позначені «ВО ЧАЕС».

Поза межами ЧЗВ гідробіонтів відбирали на акваторіях Київського водосховища (у Дніпровському, Прип'ятському та Тетерівському відрогам, в середній частині водойми та поблизу Домонтова п-ва), Канівського водосховища (м. Ржищів), Повчанського водосховища (р. Жерів, с. Повч, Коростенський р-н Житомирської обл., 51,133°N, 28,529°E), р. Ірша (м. Малин), озерах Біле (с. Біле, Вараський р-н Рівненської обл., 51,648°N, 26,024°E), Луко (с. Луко, Вараський р-н Рівненської обл., 51,609°N, 26,020°E), Лісове (с. Нова Марковка, Вишгородський р-н Київської обл., 51,133°N, 29,468°E), Кар'єр (м. Ірпінь, 50,540°N, 30,256°E), ставках комплексного призначення Земснаряд (р. Буча, м. Ірпінь, 50,544°N, 30,254°E), Вовчків (с. Вовчків, Вишгородський р-н Київської обл., 51,125°N, 29,546°E).

Біологічними об'єктами досліджень були вищі водні рослини, які належать до різних екологічних груп, та риби різного типу живлення.

Вміст радіонуклідів визначали у надземних органах гідатофітів та гелофітів (табл. 1).

У водній радіоекології представників прісноводної іхтіофауни за особливостями накопичення радіонуклідів прийнято поділяти на мирних, до яких належать бентофаги і планктофаги, та хижих, які постійно або періодично живляться рибами [16]. Вміст радіонуклідів визначали в окремих екземплярах або об'єднаних пробах риб одного виду (табл. 2)

Щільність забруднення площі водозбору визначали за [1]. Питому активність гамма-випромінюючих радіонуклідів у рослинах (Бк/кг повітря-

Таблиця 1

Досліджені види вищих водних рослин

№	Назви видів
Гідатофіти	
1	Рдесник гребінчастий — <i>Potamogeton pectinatus</i> L.
2	Рдесник блискучий — <i>Potamogeton lucens</i> L.
3	Рдесник пронизанолистий — <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.
4	Рдесник кучерявий — <i>Potamogeton crispus</i> L.
5	Рдесник злаколистий — <i>Potamogeton gramineus</i> L.
6	Водопериця колосиста — <i>Myriophyllum spicatum</i> L.
7	Елодея канадська — <i>Elodea canadensis</i> Michx.
8	Різуха морська — <i>Najas marina</i> L.
9	Кушир занурений — <i>Ceratophyllum demersum</i> L.
10	Водяний різак алоеvidний — <i>Srtatiotes aloides</i> L.
11	Пухирник звичайний — <i>Utricularia vulgaris</i> L.
Гелофіти	
12	Їжача голівка зринувша — <i>Sparganium emersum</i> Rehm.
13	Куга озерна — <i>Scirpus lacustris</i> L.
14	Очерет звичайний — <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.
15	Рогіз вузьколистий — <i>Typha angustifolia</i> L.
16	Рогіз широколистий — <i>Typha latifolia</i> L.
17	Лепешняк великий — <i>Glyceria maxima</i> (C. Gartm.)
18	Сусак зонтичний — <i>Butomus umbellatus</i> L.
19	Частуха подорожникова — <i>Alisma plantago-aguatica</i> L.
20	Стрілолист стрілолистий — <i>Sagittaria saggitifolia</i> L.
21	Півники болотні — <i>Iris pseudacorus</i> L.
22	Вех широколистий — <i>Sium latifolium</i> L.

но-сухої маси) та рибах (Бк/кг природної вологості) визначали загальноприйнятим γ -спектрометричним методом [13] на базі Інституту гідробіології НАН України з використанням гамма-спектрометра (детектор GC4018, аналізатор LYNX); вміст ^{90}Sr — за допомогою спектрометра енергій бета-випромінювання СЕБ-01-70. Частина вимірювань виконана на базі Білоцерківського національного аграрного університету з використанням УСК «Гамма Плюс».

Середні значення величин наведені у вигляді: $\langle x \rangle \pm \text{STD}$, де $\langle x \rangle$ — середнє арифметичне, STD — середнє квадратичне відхилення. Таке представлення характеризує варіацію питомої активності у гідробіонтах водойми (відношення STD до $\langle x \rangle$ дорівнює коефіцієнту варіації).

Результати досліджень та їх обговорення

Вище зазначено, що основною метою представленої роботи було узагальнення даних щодо вмісту штучних радіонуклідів у вищих водних рослинах і рибах водойм України, які у випадку ядерного інциденту можуть бути використані для оцінки ступеня радіонуклідного забруднення водних екосистем. На перший погляд, для досягнення мети необхідно було

Таблиця 2

Досліджені види риб

№	Назви видів
Мирні види	
1	Плітка звичайна — <i>Rutilus rutilus</i> L.
2	В'язь звичайний — <i>Leuciscus idus</i> L.
3	Краснопірка — <i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.
4	Лин озерний — <i>Tinca tinca</i> L.
5	Плоскирка — <i>Blicca bjoerkna</i> L.
6	Лящ звичайний — <i>Abramis brama</i> L.
7	Синець — <i>Abramis ballerus</i> L.
8	Карась сріблястий — <i>Carassius gibelio</i> (Bloch)
9	Короп — <i>Cyprinus carpio</i> L.
10	Товстолоб строкатий — <i>Aristichthys nobilis</i> Richardson
11	Йорж звичайний — <i>Gymnocephalus cernuus</i> L.
Хижі види	
12	Головень — <i>Leuciscus cephalus</i> L.
13	Білізна звичайна — <i>Aspius aspius</i> L.
14	Чехоня — <i>Pelecus cultratus</i> L.
15	Щука — <i>Esox lucius</i> L.
16	Судак звичайний — <i>Stizostedion lucioperca</i> L.
17	Окунь річковий — <i>Perca fluviatilis</i> L.

обрати види-індикатори, які характеризуються максимальними рівнями накопичення радіонуклідів або присутні в усіх водоймах. Проте для водних екосистем, які забруднені радіонуклідами чорнобильського походження, такий вибір виявився проблематичним. Видоспецифічність накопичення радіоактивних елементів вищими водними рослинами та рибами доведена за умов рівноважного надходження радіонуклідів до організму та їхнього виведення [2, 4, 5, 8, 10, 12, 15, 16, 21, 26, 29, 35]. У той же час, якщо об'ємна радіоактивність водних мас зазнає істотних змін, що й відбувається у водоймах ЧЗВ та деяких інших [12, 18], виникають умови для порушення співвідношень рівнів накопичення радіонуклідів різними видами гідробіонтів [5, 11]. Крім того, досліджені водойми характеризуються власними угрупованнями рослин та риб, видовий склад яких відрізняється. З урахуванням вищевикладеного та особливостей накопичення радіонуклідів гідробіонтами, у роботі наведено усереднені рівні питомої активності радіонуклідів у різних екологічних групах рослин (гелофіти та гідатофіти) і риб (мирні та хижі), оскільки представники зазначених груп були відібрані майже в усіх досліджуваних водоймах.

У рослинах водойм ЧЗВ було зареєстровано п'ять штучних радіонуклідів — ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{154}Eu та ^{241}Am . В усіх зразках рослин виявлено ^{90}Sr та ^{137}Cs , а частота реєстрації решти радіонуклідів складала від 5 до 65 % від усієї кількості проб, що були відібрані у кожній водоймі.

Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ зареєстрована у широких межах, та у багатьох водоймах коефіцієнт варіації величин активності перевищував 100 % (табл. 3). Найвища питома активність ^{90}Sr серед представників групи гелофітів відмічена у *Sparganium emersum* з оз. Вершини, ^{137}Cs — у *Iris pseudacorus* та *Phragmites australis* з оз. Глибокого. Серед гідатофітів найвищі рівні вмісту ^{90}Sr зареєстровані у *Ceratophyllum demersum*, ^{137}Cs — у *Potamogeton crispus* з оз. Азбучин. Найменші величини питомої активності радіонуклідів відзначені у вищих водних рослинах р. Прип'яті.

Загалом, середня питома активність ^{90}Sr у гелофітів замкнених водойм ЧЗВ була у 1,4—20 разів меншою, ніж у гідатофітів, ^{137}Cs — у 1,2—14 разів меншою. У гелофітів р. Прип'яті середня питома активність ^{90}Sr була у кілька разів вищою ніж у гідатофітів, ^{137}Cs — у 3,7 разів меншою.

Внесок ^{90}Sr в активність надземних органів гелофітів ВО ЧАЕС становив близько 40 %, інших водойм — 50—90 % (рис. 1). Сумарна активність у гідатофітів р. Прип'яті була сформована ^{90}Sr на 10 %, ВО ЧАЕС — на 25 %, інших досліджених водойм ЧЗВ — на 60—90 %.

Питома активність ^{60}Co та ^{154}Eu була незначною і не відіграла суттєвої ролі у формуванні радіонуклідного забруднення вищих водних рослин. Виключення становив *Ceratophyllum demersum* з Янівського затону, у якому питома активність ^{154}Eu була на 1—2 порядки вищою, ніж в інших водоймах (табл. 4). ^{241}Am був зареєстрований у деяких пробах рослин в усіх, крім р. Прип'ять, водоймах ЧЗВ. У пробі *Ceratophyllum demersum* з Янівського затону з високою активністю ^{154}Eu внесок ^{241}Am до сумарної

активності складав 29 %, у пробах рослин з інших водойм — не перевищував 3 %.

В організмі риб водойм ЧЗВ було зареєстровано два радіонукліди — ^{90}Sr та ^{137}Cs . Найвища питома активність ^{90}Sr серед представників групи мирних риб відмічена у *Scardinius erythrophthalmus* з оз. Вершини, ^{137}Cs — у *Scardinius erythrophthalmus* з озер Вершини та Глибокого. Серед хижих видів найвищі рівні вмісту обох радіонуклідів відмічені в організмі *Perca fluviatilis* та *Esox lucius* з оз. Вершини. Необхідно зазначити, що середні величини питомої активності ^{90}Sr у риб озер Азбучин та Глибокого були у

Таблиця 3

Питома активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ, кБк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Гелофіти			
ВО ЧАЕС	13—16	$\frac{0,08-2,95}{0,65\pm 0,65}$	$\frac{0,14-2,58}{0,88\pm 0,70}$
Оз. Азбучин	13—15, 17, 20	$\frac{11,8-87,3}{40,7\pm 23,0}$	$\frac{0,6-15,1}{4,7\pm 4,7}$
Оз. Глибоке	12—15, 21	$\frac{0,6-64,6}{17,6\pm 19,2}$	$\frac{0,6-23,2}{8,6\pm 8,0}$
Оз. Далеке	12—15	$\frac{0,8-13,0}{5,1\pm 4,5}$	$\frac{0,13-4,64}{2,0\pm 2,2}$
Оз. Вершина	12—14, 16, 17	$\frac{11,7-312}{107\pm 109}$	$\frac{0,3-9,3}{4,1\pm 3,0}$
Янівський затон	14, 15, 17	$\frac{0,1-2,8}{0,93\pm 0,99}$	$\frac{0,05-2,3}{0,93\pm 0,76}$
Р. Прип'ять	14, 15, 17, 20	$\frac{6-310^*}{119\pm 166}$	$\frac{15-52}{35\pm 15}$
Гідатофіти			
ВО ЧАЕС	6	$\frac{1,50-10,20}{4,20\pm 2,70}$	$\frac{1,20-46,90}{12,40\pm 12,60}$
Оз. Азбучин	1—4, 7, 9	$\frac{53,2-419,0}{234,3\pm 114,8}$	$\frac{4,0-63,4}{17,7\pm 15,6}$
Оз. Глибоке	2, 9	$\frac{38,1-58,0}{46,4\pm 10,4}$	$\frac{5,3-14,8}{10,7\pm 4,5}$
Оз. Далеке	2, 9	$\frac{40,4-10,1}{7,3\pm 4,0}$	$\frac{3,9-5,4}{4,6\pm 1,0}$
Янівський затон	2, 9	$\frac{4,6-46,3}{18,6\pm 24,0}$	$\frac{0,6-12,1}{5,2\pm 6,0}$
Р. Прип'ять*	1—3, 6	$\frac{9-23}{16\pm 7}$	$\frac{38-283}{130\pm 107}$

Примітка. Тут і далі: над рискою — діапазони питомої активності радіонуклідів, під рискою — середні значення; види позначені номерами, які наведені у табл. 1, 2; * питома активність радіонуклідів у рослинах р. Прип'ять наведена у Бк/кг.

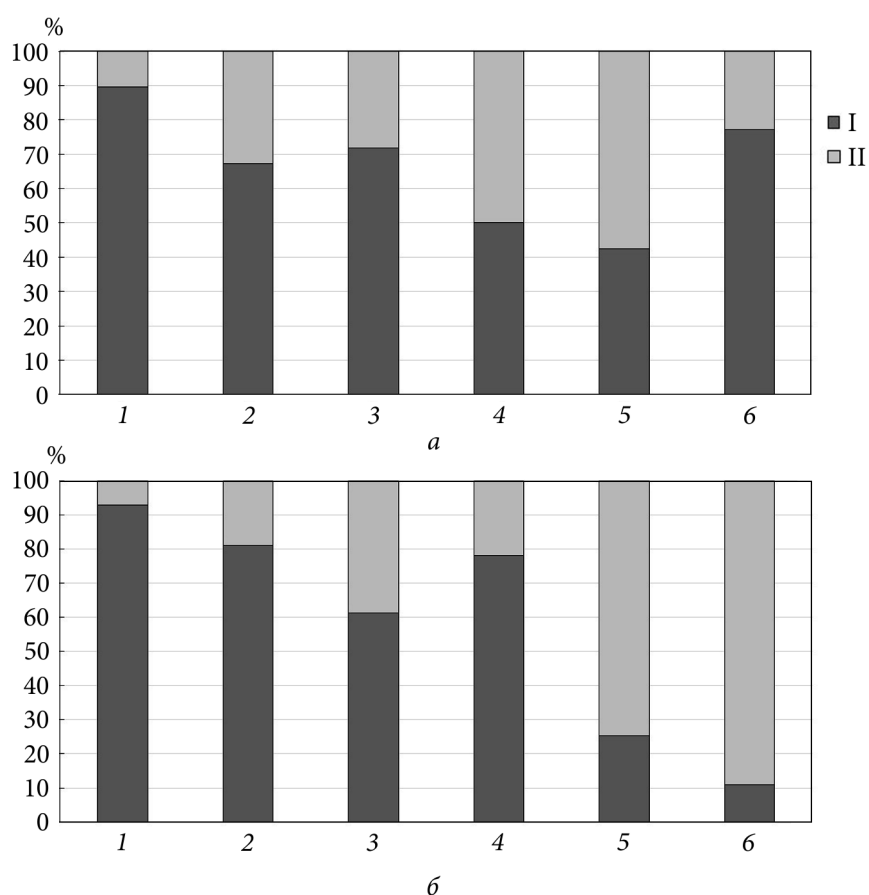


Рис. 1. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у гелофітів (а) та гідатофітів (б) водойм ЧЗВ: I — ⁹⁰Sr; II — ¹³⁷Cs; 1 — оз. Азбучин; 2 — оз. Глибоке; 3 — оз. Далеке; 4 — Янівський затон; 5 — ВО ЧАЕС; 6 — р. Прип'ять

5—6 разів меншими, ніж у риб оз. Вершини, тоді як середні рівні накопичення ¹³⁷Cs рибами трьох зазначених озер вірогідно не відрізнялись (табл. 5). Найменші рівні накопичення радіонуклідів спостерігали у хижих видах риб з р. Прип'яті.

Аналіз результатів щодо вмісту радіонуклідів у рибах різного типу живлення показав, що середня питома активність ⁹⁰Sr в організмі мирних риб досліджених водойм була у 1,2—2,5 разів вищою, ніж у хижих, а вміст ¹³⁷Cs в організмі хижих видів у 1,5—3 рази перевищував його питому активність у мирних видів.

Внесок ⁹⁰Sr до сумарної активності мирних риб ВО ЧАЕС становив 38, р. Прип'яті — 42 % (рис. 2). Сумарна активність мирних риб інших досліджених водойм була обумовлена ⁹⁰Sr на 72—98 %. Сумарна активність хижих риб ВО ЧАЕС, Янівського затону та р. Прип'яті була обумовлена ⁹⁰Sr на 21—35 %, інших водойм — на 57—93 %.

Загалом можна зазначити, що у кожній з досліджених водойм величини максимальної питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів і гіда-тофітів перевищували середні для відповідних груп показники у 2—3 рази, а максимальна питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі мирних і хижих риб замкнених водойм і ^{137}Cs у риб р. Прип'яті у 1,2—3,5 разів перевищувала середні величини. В організмі окремих екземплярів мирних риб р. Прип'яті питома активність ^{90}Sr перевищувала середні величини у 6 разів. При незмінній концентрації радіонуклідів у водних масах коефіцієнт варіації питомої активності риб складає 25—30 %, якщо максимальна величина питомої активності радіонукліда у вибірці перевищує середню більше ніж у 2 рази, можна припустити порушення рівноважної радіоекологічної ситуації у водоймі.

За діапазонами величин питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі вищих водних рослин і риб досліджені замкнені водойми ЧЗВ можна розподілити на дві групи: перша — ВО ЧАЕС, Янівський затон та оз. Далеке; друга — озера Глибоке, Азбучин та Вершина, які характеризуються у десятки та сотні разів вищими рівнями радіонуклідного забруднення гідробіонтів, ніж перша група водойм.

Вважаємо за необхідне зазначити, що після припинення постачання води до ВО ЧАЕС у водоймах, які утворились у межах його колишньої акваторії та в оз. Азбучин підвищилась концентрація ^{90}Sr у водних масах [18, 22]. Аналіз моделей накопичення радіонуклідів гідробіонтами показує, що після стабілізації концентрації радіонукліда у водоймі рівноважний стан між його вмістом в організмі та у водних масах настає через 3—5 періодів напіввиведення [11, 17]. Таким чином можна очікувати, що вміст ^{90}Sr у рибках зазначених водойм буде збільшуватися ще кілька років після стабілізації об'ємної активності ^{90}Sr .

Поза межами ЧЗВ дослідження виконували на акваторіях водойм, які зазнали інтенсивного забруднення радіонуклідами чорнобильського походження. Екосистеми Київського та Канівського водосховищ перебувають під впливом хронічного надходження радіоактивних ізотопів з водами річок Прип'ять та Дніпро. До інших досліджених водойм, які розта-

Таблиця 4

Діапазони питомої активності ^{60}Co , ^{154}Eu та ^{241}Am у вищих водних рослинах водойм ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	^{60}Co	^{154}Eu	^{241}Am
ВО ЧАЕС	1—47	3—48	23—980
Оз. Азбучин	1—34	2—108	3—2271
Оз. Глибоке	—	+*	19—1460
Оз. Далеке	—	—	145
Оз. Вершина	—	+	9—1922
Янівський затон	+	3200	203—24 290

П р и м і т к а. * Радіонуклід зареєстрований без визначення питомої активності.

шовані вздовж західного сліду Чорнобильського викиду, радіонукліди продовжують надходити внаслідок змиву з площі водозбору. Щільність радіонуклідного забруднення водозбору Повчанського водосховища та оз. Лісового досягла 1850 кБк/м², озер Біле, Луки, Кар'єр та ставку комплексного призначення Земснаряд становила 100—185, р. Ірша та ставку комплексного призначення Вовчків — 20—40 кБк/м² [1]. На період досліджень у гідробіонтах зазначених водойм було зареєстровано два радіонукліди техногенного походження — ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs.

Таблиця 5

Питома активність радіонуклідів у рибах водойм ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Мирні риби			
ВО ЧАЕС	1, 3, 5, 6, 8—11	<u>192–1390</u> 485±67	<u>232–1521</u> 778±101
Оз. Азбучин	4, 8	<u>12 059–49 804</u> 25 420±6827	<u>74–3884</u> 1819±731
Оз. Глибоке	1, 3, 4, 8	<u>6272–21 025</u> 18 020±2567	<u>1076–5015</u> 2168±694
Оз. Далеке	3	<u>4622–8574</u> 6160±1304	<u>594–884</u> 720±108
Оз. Вершина	3, 8	<u>71 607–213 300</u> 127 848±32 423	<u>984–5238</u> 2817±1084
Янівський затон	1, 3, 6, 7	<u>970–2630</u> 1595±365	<u>284–2227</u> 617±152
Р. Прип'ять	1, 5, 7	<u>35–624</u> 105±229	<u>9,7–468</u> 145±159
Хижі риби			
ВО ЧАЕС	12, 16, 17	<u>187–736</u> 370±120	<u>103–3223</u> 1398±400
Оз. Азбучин	15, 17	<u>9229–30 137</u> 21847±5224	<u>2668–4209</u> 3429±591
Оз. Глибоке	15, 17	<u>7240–11 000</u> 8684±1248	<u>2607–5472</u> 3248±532
Оз. Далеке	17	<u>1723–3037</u> 2541±491	<u>1615–2406</u> 1914±484
Оз. Вершина	17	<u>36 406–80 915</u> 54 791±11538	<u>1471–6237</u> 4308±1137
Янівський затон	12, 15, 16, 17	<u>500–1160</u> 784±176	<u>689–2313</u> 1381±354
Р. Прип'ять	16, 17	<u>5–33</u> 15±7	<u>10–54</u> 40±15

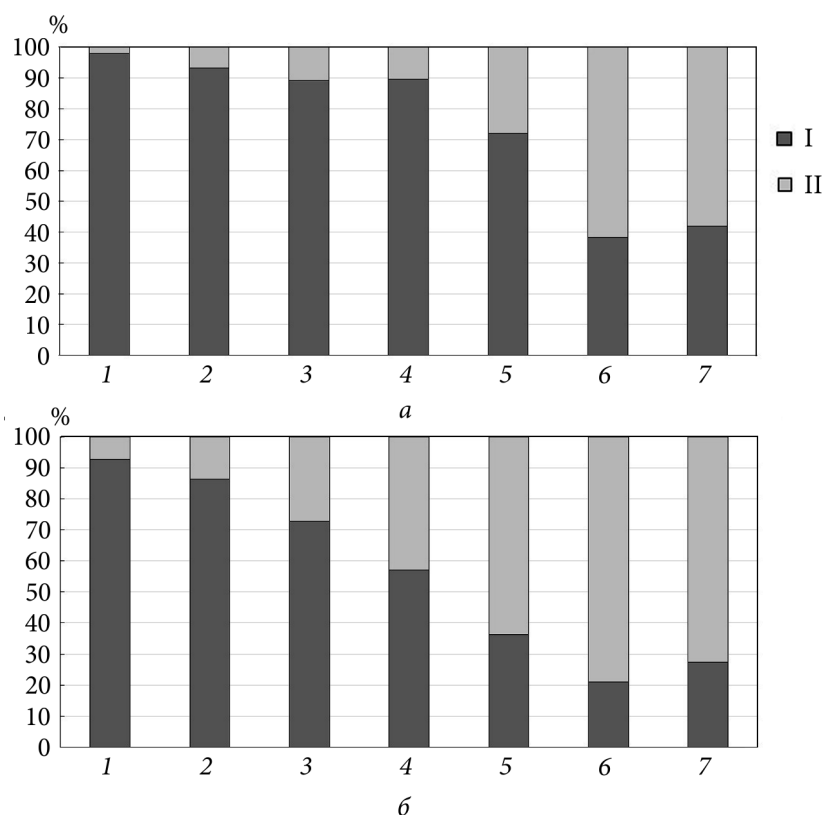


Рис. 2. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у мирних (а) та хижих (б) риб водойм ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — оз. Вершина; 2 — оз. Азбучин; 3 — оз. Глибоке; 4 — оз. Далеке; 5 — Янівський затон; 6 — ВО ЧАЕС; 7 — р. Прип'ять

Так само, як і у водоймах ЧЗВ, питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів та гідатофітів зареєстрована в широких межах, і коефіцієнт варіації величин активності радіонуклідів у рослин, що належали до однієї екологічної групи, інколи перевищував 100 % (табл. 6).

Найвища питома активність ^{90}Sr зареєстрована у рослин з оз. Лісового: серед гелофітів — у *Typha latifolia*, серед гідатофітів — у *Potamogeton gramineus*, що, відповідно [1], пояснюється більшою, ніж інших водойм, щільністю забруднення ^{90}Sr площі водозбору озера. Питома активність ^{90}Sr у гелофітів інших досліджених водойм була приблизно у 8, у гідатофітів більшості водойм — у 4—6 разів меншою, ніж в оз. Лісове. У більшості водойм питома активність ^{90}Sr у гідатофітів була у 3—5 разів вищою, ніж у гелофітів.

Найвища питома активність ^{137}Cs зареєстрована у рослин з оз. Лісового: серед гелофітів — у *Scirpus lacustris*, серед гідатофітів — у *Utricularia vulgaris*. Загалом можна відзначити, що за умов однакової щільності забруднення площі водозбору рослини замкнених водойм характеризувалися більшою, ніж у проточних водоймах, питомою активністю ^{137}Cs . Так,

Таблиця 6

Питома активність радіонуклідів у вищих водних рослинах водойм поза межами ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Гелофіти			
Київське водосховище	12—15, 17	$\frac{2,4-26,4}{9,4\pm 6,8}$	$\frac{2,5-166}{27,3\pm 41,8}$
Канівське водосховище	12—17	<20*	$\frac{7,2-211}{12,0\pm 6,1}$
Повчанське водосховище	12—17, 20	$\frac{8-11}{10,1\pm 1,4}$	$\frac{13,7-102}{55,6\pm 35,2}$
Р. Ірша	14, 15, 18, 20	<60	$\frac{4,7-25,1}{13,8\pm 10,4}$
Оз. Лісове	13, 14, 16, 19, 22	$\frac{12-181}{85\pm 60}$	$\frac{50-16\ 920}{3770\pm 4575}$
Оз. Біле	13—15, 20	$\frac{7,7-17,0}{11,9\pm 4,2}$	$\frac{33,2-203,7}{101,6\pm 65,7}$
Оз. Луки	14	$\frac{9,1-11,0}{10,0\pm 1,0}$	$\frac{222-321}{270\pm 45}$
Оз. Кар'єр	15	<20	$\frac{373-515}{447\pm 71}$
Ставок Земснаряд	14, 15	<13	$\frac{8,7-64,9}{36,8\pm 33,0}$
Гідатофіти			
Київське водосховище	3, 6, 9, 10	$\frac{13,4-77,3}{39,3\pm 21,1}$	$\frac{12,4-70,6}{42,1\pm 19,7}$
Канівське водосховище	1, 3, 6, 7, 9, 10	$\frac{23-49}{36,3\pm 13,0}$	$\frac{29,8-139,0}{73,2\pm 46,2}$
Повчанське водосховище	2, 5, 10	$\frac{23,4-69,0}{46,2\pm 32,2}$	$\frac{67-142}{108\pm 38}$
Р. Ірша	7	$\frac{37-69}{53\pm 15}$	$\frac{9-25}{17\pm 5,9}$
Оз. Лісове	5, 6, 11	$\frac{237-279}{257\pm 21}$	$\frac{465-6417}{2773\pm 2052}$
Оз. Біле	2, 3, 6, 7, 9	$\frac{20-135}{63,5\pm 45,0}$	$\frac{240-639}{346\pm 146}$
Оз. Луки	2, 6	$\frac{10,7-11,7}{11,1\pm 0,5}$	$\frac{116-1066}{591\pm 550}$
Оз. Кар'єр	6	$\frac{18-52}{36\pm 15}$	$\frac{74-103}{88\pm 15}$
Ставок Земснаряд	3	$\frac{34-84}{58\pm 18}$	$\frac{6,1-15,1}{11,5\pm 3,5}$

Примітка. * Величина питомої активності менша за мінімально детектовану.

у проточному Повчанському водосховищі середні рівні його накопичення рослинами були у десятки разів меншими, ніж у оз. Лісове, тоді як щільність забруднення площі водозбору обох водойм приблизно однакова. Ще одним доказом істотного впливу гідрологічних процесів на величини питомої активності ^{137}Cs у гідробіонтів може слугувати аналіз особливостей його накопичення рослинами водойм у м. Ірпінь — проточного ставку, який утворений у руслі р. Буча, та замкненого оз. Кар'єр. Зазначені водойми розташовані на територіях зі щільністю забруднення $185 \text{ кБк}/\text{м}^2$ і розділені дамбою. При цьому в озері середня питома активність ^{137}Cs у гелофітів та гідатофітів була приблизно у 10 разів вищою, ніж у представників відповідних груп на акваторії ставку. Крім того, можна відзначити високі рівні вмісту ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого та Луки. Щільність забруднення площі водозбору зазначених водойм також становить близько $185 \text{ кБк}/\text{м}^2$, а питома активність ^{137}Cs в гідатофітів була у 4—7 разів вищою, ніж у рослин відповідної групи оз. Кар'єр. Крім уповільненого водообміну, зазначена особливість може бути обумовлена підвищеною міграційною здатністю ^{137}Cs у ґрунтах Рівненської області [1].

У водоймах поза межами ЧЗВ спостерігали пряму залежність між величинами питомої активності ^{137}Cs у вищих водних рослин та його внеску до загальної активності. Сумарна активність у гелофітів в основному була сформована ^{137}Cs (рис. 3). Внесок ^{137}Cs до їхньої сумарної активності становив 90—98 % в озерах та від 73 до 85 % — у проточних водоймах. Внесок ^{137}Cs до сумарної активності у гідатофітів становив 71—98 % в озерах і 16—70 % — у проточних водоймах.

Було з'ясовано, що у деяких водоймах варіація питомої активності в окремих екологічній групі визначається одним видом. Так, у групі гелофітів ВО ЧАЕС та Київського водосховища варіація питомої активності ^{137}Cs визначалася *Typha angustifolia*, озер Азбучин та Лісового — *Scirpus lacustris*; у групі гідатофітів Київського водосховища та оз. Азбучин — *Ceratophyllum demersum*, оз. Білого — *Elodea canadensis*. Подібна тенденція була визначена і для варіації питомої активності ^{90}Sr .

Щодо формування радіонуклідного забруднення риб, то у водоймах поза межами ЧЗВ можна відмітити такі самі основні закономірності, які притаманні рослинам. Найвища питома активність ^{90}Sr зареєстрована у рибах з оз. Лісового (табл. 7). У зазначеному озері виявлено два види риб — *Phoxinus phoxinus* та *Carassius gibelio*, а питому активність радіонуклідів визначали тільки в організмі *Carassius gibelio*. У рибах мирних видів інших досліджених водойм вміст ^{90}Sr не перевищував $11,3$ хижих — $3 \text{ Бк}/\text{кг}$, при цьому питома активність радіонукліда у рибах мирних видів перевищувала його вміст в хижих у $1,2$ — 3 рази.

Серед мирних риб найвища питома активність ^{137}Cs зареєстрована в організмі *Carassius gibelio* з оз. Лісового, а діапазон активності радіонукліда у вибірці риб не відрізнявся від діапазонів, які були характерні для мирних риб ВО ЧАЕС та оз. Далекого. Відносно високі рівні вмісту ^{137}Cs , які у середньому майже досягали величин діючих допустимих рівнів (ДР-2006) [7], зареєстровані в організмі мирних риб оз. Білого. У мирних

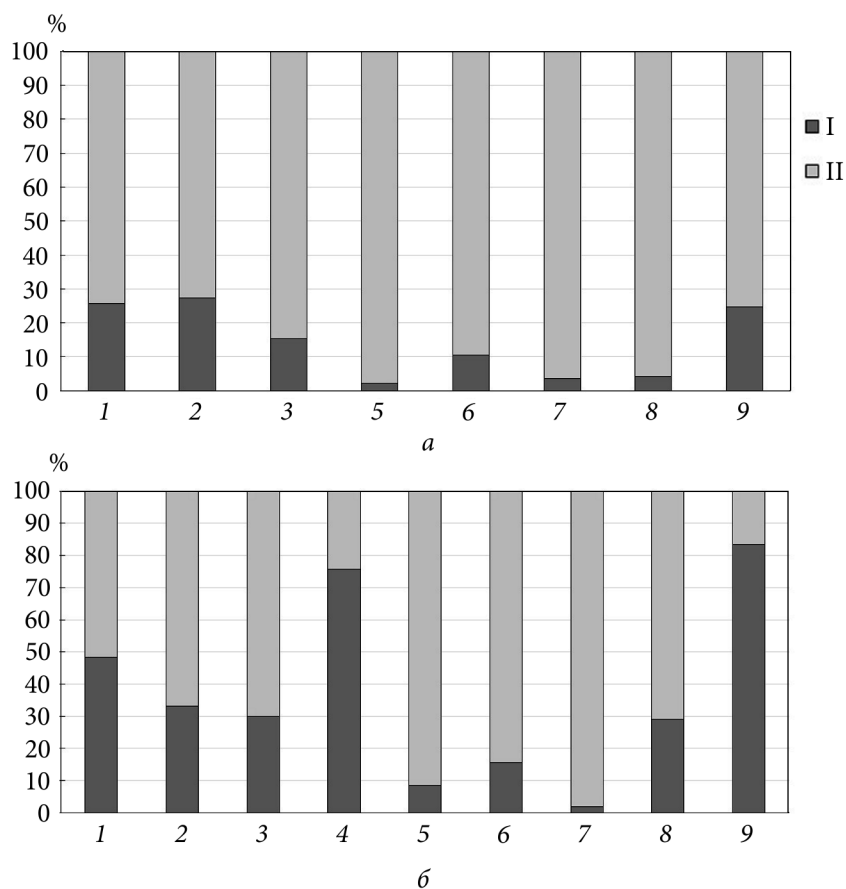


Рис. 3. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у гелофітів (а) та гідатофітів (б) водойм поза межами ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — Київське водосховище; 2 — Канівське водосховище; 3 — Повчанське водосховище; 4 — р. Ірша; 5 — оз. Лісове; 6 — оз. Біле; 7 — оз. Луки; 8 — оз. Кар'єр; 9 — ставок Земснаряд

риб Київського водосховища відмічений значний діапазон величин питомої активності ^{137}Cs , а величина верхньої межі перевищувала відповідні значення попередніх років [12, 33] у кілька разів.

У хижих риб з оз. Білого та окремих екземплярів представників цієї групи з Повчанського водосховища питома активність ^{137}Cs перевищувала ДР-2006. У хижих видів риб з інших досліджених водойм питома активність ^{137}Cs зареєстрована у діапазоні величин від 2,2 до 26, у середньому 10—15 Бк/кг.

Радіонуклідне забруднення риб у водоймах поза межами ЧЗВ в основному було сформовано ^{137}Cs , внесок якого до сумарної активності у мирних риб досліджених озер становив 91—98 %, інших водойм — 75—93 %. І лише у мирних риб із ставка Земснаряд, де питома активність ^{137}Cs у представників зазначеної групи була найменшою, його внесок до сумар-

ної активності складав 40 % (рис. 4). Сумарна активність у хижих риб водойм поза межами ЧЗВ на 75—99 % була сформована ^{137}Cs .

Таблиця 7

Питома активність радіонуклідів у рибях водойм поза межами ЧЗВ, Бк/кг

Водойми	Види	^{90}Sr	^{137}Cs
Мирні види			
Київське водосховище	1—5, 7, 8, 11	$\frac{2,7-11,3}{6,6\pm 2,4}$	$\frac{1,7-124,0}{27,4\pm 36,4}$
Канівське водосховище	1, 3, 5, 6	$\frac{0,4-1,2}{0,7\pm 0,3}$	$\frac{2,4-4,0}{3,2\pm 0,7}$
Повчанське водосховище	1, 4	$\frac{2,4-6,8}{4,8\pm 1,6}$	$\frac{44,0-73,0}{61\pm 11}$
Р. Ірша	1	$\frac{2,8-3,7}{3,3\pm 0,5}$	$\frac{6,0-12,0}{11,0\pm 4,6}$
Оз. Лісове	8	$\frac{5,6-23,0}{14,3\pm 12,0}$	$\frac{278-1399}{713\pm 289}$
Оз. Біле	1, 4	$\frac{5,5-7,5}{6,7\pm 0,8}$	$\frac{123-168}{145\pm 22}$
Оз. Кар'єр	1, 8	$\frac{1,5-5,4}{2,9\pm 1,8}$	$\frac{12-38}{27,8\pm 11,7}$
Ставок Земснаряд	5	$\frac{2,2-3,8}{2,9\pm 0,6}$	$\frac{0,7-3,0}{1,8\pm 1,0}$
Ставок Вовчків	1, 8	$\frac{3,4-3,8}{3,6\pm 0,1}$	$\frac{9,0-13,0}{10,8\pm 0,9}$
Хижі види			
Київське водосховище	13—17	$\frac{2,0-2,2}{2,1\pm 0,1}$	$\frac{2,2-21,0}{12,2\pm 6,5}$
Канівське водосховище	13—16	$\frac{0,2-0,77}{0,44\pm 0,3}$	$\frac{7,8-13,2}{9,5\pm 1,8}$
Повчанське водосховище	17	$\frac{1,9-2,9}{2,4\pm 0,7}$	$\frac{142-154}{148\pm 9}$
Р. Ірша	17	$\frac{1,6-1,9}{1,8\pm 0,2}$	$\frac{21-26}{23,5\pm 3,5}$
Оз. Біле	15, 17	$\frac{2,8-3,0}{2,9\pm 0,1}$	$\frac{285-314}{300\pm 20}$
Оз. Кар'єр	17	$\frac{1,8-2,0}{1,9\pm 0,1}$	$\frac{10,0-12,0}{11,0\pm 1,4}$
Ставок Земснаряд	17	$\frac{0,9-1,3}{1,1\pm 0,3}$	$\frac{2,8-2,9}{2,85\pm 0,1}$
Ставок Вовчків	17	$\frac{1,1-1,3}{1,2\pm 0,1}$	$\frac{12,9-15,8}{14,2\pm 1,3}$

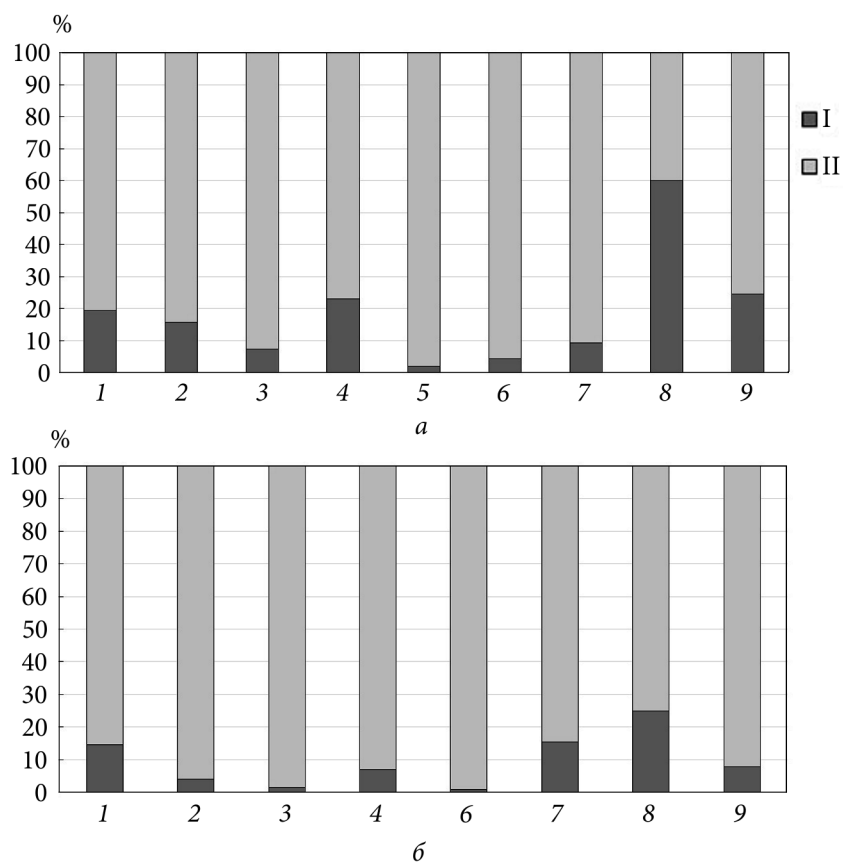


Рис. 4. Внесок радіонуклідів до сумарної активності у мирних (а) та хижих (б) риб водойм поза межами ЧЗВ: I — ^{90}Sr ; II — ^{137}Cs ; 1 — Київське водосховище; 2 — Канівське водосховище; 3 — Повчанське водосховище; 4 — р. Ірша; 5 — оз. Лісове; 6 — оз. Біле; 7 — оз. Кар'єр; 8 — ставок Земснаряд; 9 — ставок Вовчків

Висновки

У 2020—2021 рр. питома активність ^{90}Sr у вищих водних рослин ВО ЧАЕС досягала 10 кБк/кг (*Myriophyllum spicatum*), оз. Далекого — 13 (*Sparganium emersum*), Янівського затоку — 46 (*Ceratophyllum demersum*), оз. Глибокого — 64 (*Iris pseudacorus*), оз. Вершини — 312 (*Sparganium emersum*) та оз. Азбучин — 419 (*Potamogeton crispus*); ^{137}Cs — 47 (*Myriophyllum spicatum*), 5,4 (*Ceratophyllum demersum*), 12,1 (*Ceratophyllum demersum*), 23,2 (*Iris pseudacorus*), 9,3 (*Sparganium emersum*) та 63,4 кБк/кг (*Ceratophyllum demersum*), відповідно.

Питома активність ^{90}Sr у риб ВО ЧАЕС досягала 1,4 кБк/кг (*Carassius gibelio*), оз. Далекого — 8,6 (*Scardinius erythrophthalmus*), Янівського затоку — 2,6 (*Scardinius erythrophthalmus*), оз. Глибокого — 21 (*Scardinius erythrophthalmus*), оз. Вершини — 213 (*Scardinius erythrophthalmus*) та оз. Азбучин — 49,8 (*Carassius gibelio*); ^{137}Cs — 3,2 (*Perca fluviatilis*), 2,4 (*Perca flu-*

viatilis), 2,3 (*Perca fluviatilis*), 5,4 (*Perca fluviatilis*), 6,2 (*Esox lucius*) та 4,2 (*Esox lucius*) кБк/кг, відповідно.

У водоймах ЧЗВ величини максимальної питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у гелофітів і гідатофітів перевищували середні для відповідних груп показники у 2—3 рази. Максимальна питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs в організмі мирних і хижих риб замкнених водойм і ^{137}Cs у риб р. Прип'яті у 1,2—3,5 рази перевищувала середні величини. В організмі окремих екземплярів мирних риб р. Прип'ять питома активність ^{90}Sr перевищувала середні величини у 6 разів.

Можна очікувати, що вміст ^{90}Sr у риб оз. Азбучин та залишкових водойм, які утворились на колишній акваторії ВО ЧАЕС, буде збільшуватись упродовж наступних кількох років.

Сумарна активність у рослин та риб озер ЧЗВ переважно сформована ^{90}Sr . У залишкових водоймах колишньої акваторії ВО ЧАЕС та р. Прип'яті сумарна активність у гелофітів та мирних риб сформована ^{90}Sr та ^{137}Cs приблизно у рівному ступені, у гідатофітів та хижих риб — в основному ^{137}Cs .

В 2020—2021 рр. у більшості досліджених водойм, що розташовані поза межами ЧЗВ, рівні накопичення ^{90}Sr у гелофітів вірогідно не відрізнялись і становили близько 10 Бк/кг. У гелофітів оз. Лісового питома активність ^{90}Sr досягала 181 Бк/кг (*Sium latifolium*). У більшості водойм питома активність ^{90}Sr у гідатофітів була у 3—5 разів вищою, ніж у гелофітів.

Максимальна питома активність ^{137}Cs у гелофітів Канівського водосховища та р. Ірша не перевищувала 30 Бк/кг, оз. Лісового — досягала 16920 Бк/кг (*Scirpus lacustris*), інших водойм поза межами ЧЗВ — 65—515 Бк/кг. Максимальна питома активність ^{137}Cs у гідатофітів озер Білого, Луки та Лісового становила 639 Бк/кг (*Elodea canadensis*), 1066 (*Potamogeton lucens*) та 6417 Бк/кг (*Utricularia vulgaris*), відповідно, а інших досліджених водойм поза межами ЧЗВ — не перевищувала 150 Бк/кг.

У водоймах поза межами ЧЗВ спостерігали пряму залежність між величинами питомої активності ^{137}Cs у вищих водних рослин та його внеску до загальної активності. Внесок ^{137}Cs до сумарної активності гелофітів становив 90—98 % в озерах та 73—85 % у проточних водоймах, гідатофітів — відповідно 71—98 та 16—70 %.

Аналіз рівнів радіонуклідного забруднення представників іхтіофауни водойм поза межами ЧЗВ показав, що питома активність ^{90}Sr в організмі риб оз. Лісового досягала 23 Бк/кг (*Carassius gibelio*), інших водойм — не перевищувала 11,3 Бк/кг. Максимальна активність ^{137}Cs у риб озер Лісового та Білого становила відповідно 1400 (*Carassius gibelio*) та 314 Бк/кг (*Esox lucius*), Повчанського та Київського водосховищ — відповідно 154 (*Esox lucius*) та 124 Бк/кг (*Blicca bjoerkna*), інших досліджених водойм — не перевищувала 38 Бк/кг.

Радіонуклідне забруднення риб у водоймах поза межами ЧЗВ в основному було сформовано ^{137}Cs , внесок якого до сумарної активності мирних риб досліджених озер становив 91—98 %, інших водойм — 75—

93 %. І лише у мирних риб із ставка Земснаряд, де зареєстрована найменша питома активність ^{137}Cs у мирних риб, його внесок до сумарної активності складав 40 %. Сумарна активність у хижих риб на 75—99 % була сформована ^{137}Cs .

Список використаної літератури

1. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Нац. доповідь України. Київ : КІМ, 2011. 356 с.
2. Антоненко Т.М. Радиоэкологическое исследование накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Севастополь, 1978. 28 с.
3. Винцукевич Н.В., Томилин Ю.А. Распределение радионуклидов в водной экосистеме (пруд-охладитель АЭС — река — морской лиман). *Экология*. 1987. № 6. С. 71—74.
4. Волкова Е.Н., Беляев В.В., Пришляк С.П. и др. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского водохранилища. *Ядерная физика та енергетика*. 2012. Т. 13, № 2. С. 160—165.
5. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Київ, 2008. 34 с.
6. Волкова О.М., Беляев В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*: зб. наук. пр. Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. № 11. С. 127—132.
7. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. (ДР-2006). Київ, 2006. 13 с.
8. Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Гудков Д.И. и др. Удельная активность ^{137}Cs у рыб Украины. Современное состояние. *Ядерная физика та енергетика*. 2013. Т. 14, № 2. С. 177—182.
9. Кленус В.Г., Матвієнко Л.П., Каглян О.Є. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистем деяких водойм лівобережної заплави річки Прип'яті. *Доп. НАН України*. 1994. № 1. С. 118—120.
10. Кленус В.Г., Насвит О.И. Радиоэкологический мониторинг гидробионтов на полигонах Киевского и Каневского водохранилищ. *Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС*. Киев: Чернобыльинтеринформ, 1997. С. 242—244.
11. Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 2008. 50 с.
12. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ: Наук. думка, 2010. 262 с.
13. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
14. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС/ Под общ. ред. О.В. Войцеховича. Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. Т. 1. 308 с.
15. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев : Наук. думка, 1992. 194 с.
16. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2004. 416 с.
17. Belyayev V.V., Volkova Ye.N. Mechanisms of forming of seasonal variations of ^{90}Sr and ^{137}Cs content in the freshwater fishes . *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49. N 5. P. 81—89.
18. Bezhenar R., Zheleznyak M., Kanivets V. et al. Modelling of the fate of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Chornobyl nuclear power plant cooling pond before and after the water level drawdown. *Water*. 2023. Vol. 15, N 8. 1504.

19. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioact.* 2014. Vol. 127. P. 176—181.
20. Ganzha Ch.D., Gudkov D.I, Ganzha D.D., Nazarov A.B. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Ibid.* 2020. Vol. 222. 106361.
21. Gudkov D.I., Derevets V.V., Kuz'menko M.I., Nazarov A.B. Isotopes ^{90}Sr and ^{137}Cs in higher aquatic plants of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya.* 2001. Vol. 41, N 2. P. 232—238.
22. Gudkov D.I., Derevets V.V., Zub L.N. et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, and ^{241}Am in the components of aquatic ecosystems of the Krasnenskaya floodplain of the Pripyat river. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 3. P. 75—89.
23. Gudkov D.I., Kaglian A.E., Kireev, S.I. et al. The main radionuclides and dose formation in fish of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Radiatsionnaya biologiya, radioecologia.* 2008. Vol. 48, N 1. P. 48—58.
24. Gudkov D.I., Kaglyan A.Ye., Nazarov A.B. et al. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPS. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
25. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone. *20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future.* 2007. P. 265—285.
26. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitskiy A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: The formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat river. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.
27. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Belyaev V.V. et al. Changes in radiation exposure rate of fish of the cooling pond of the Chernobyl NPS and Lake Azbuchyn after water level lowering. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, N 2. P. 96—109.
28. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Dynamics of specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in representatives of ichthyofauna of Chernobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2021. Vol. 22, N 1. P. 62—73.
29. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: Modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55. N 5. P. 86—104.
30. Kaglyan O.Ye., Gudkov D.I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44. N 5. C. 945—949.
31. Shirokaya Z.O., Klenus V.G., Gudkov D.I. et al. Content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in higher aquatic plants of the Kiev reservoir. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 2. P. 75—84
32. Volkova Ye.N., Belyaev V.V., Gudkov D.I. et al. ^{137}Cs in higher aquatic plants and fish of water bodies of Ukraine. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 3. P. 86—94.
33. Volkova O., Belyaev V., Pryshlyak S., Skyba V. Parameters of ^{137}Cs specific activity changes in the fish from the Kiev water reservoir. International conference on radiation in various fields of research (rad 2021) 14—18.06.2021 <https://doi.org/10.21175/rad.abstr.book.2021.34.2>
34. Zarubin O.L., Kostyuk V.A., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs distribution over the organs and tissues of fishes of various ecological groups in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power station. *Hydrobiol. J.* 2012 Vol. 48, N 3. P. 99—105.
35. Zarubin O.L., Laktionov V.A., Moshna B.O. et al. Technogenic radionuclides in freshwater fishes of Ukraine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2011. Vol. 12, N 2. P. 192—197.
36. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986-2013). *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 95—106.

Надійшла 7.07.2023

O.M. Volkova, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

D.I. Gudkov, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Corresponding Member of the NAS of Ukraine,
Head of Department,

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

O.Ye. Kaglyan, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine

V.V. Skyba, PhD (Agric.), Assoc. Prof.,
Bila Tserkva National Agrarian University,
8/1 Soborna Square, Bila Tserkva, Kyiv region, 09100, Ukraine
e-mail: v.skyba@btsau.edu.ua

TECHNOGENIC RADIONUCLIDES IN THE HYDROBIONTS OF THE NORTHERN UKRAINE WATERS BODIES

The peculiarities of accumulation of artificial radionuclides by higher aquatic plants and fish of water bodies of the Chernobyl exclusion zone and the territories of the western and southern traces of the Chernobyl accident release were analyzed and compared. In 2020–2021, the activity concentration of ^{90}Sr in higher aquatic plants of the cooling pond of the Chernobyl Nuclear Power Station, Lake Daleke, and the Yanivsky backwater accounted for 10–46 kBq/kg, ^{137}Cs – 5.4–47.0 kBq/kg, whereas in the Azbuchyn, Vershyna, and Glyboke lakes – respectively 64–419 and 9.3–63.4 kBq/kg. The activity concentration of ^{90}Sr in fish of the cooling pond of the Chernobyl NPS, Lake Daleke, and the Yanivsky backwater was 1.4–8.6 kBq/kg and ^{137}Cs – 2.3–3.2 kBq/kg, whereas in the Azbuchyn, Vershyna, and Glyboke lakes – respectively 21–213 and 4.2–6.2 kBq/kg. In 2020–2021 in many studied water bodies located outside the Chernobyl exclusion zone, the levels of ^{90}Sr accumulation in helophytes did not differ reliably and accounted for about 10 Bq/kg. In the helophytes of Lake Lisove, the activity concentration of ^{90}Sr attained 181 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the helophytes of the Kaniv Reservoir and the Irsha River was not more than 30 Bq/kg and in Lake Lisove it accounted for 16 920 Bq/kg, whereas in other water bodies located outside the Chernobyl exclusion zone – 65–515 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the hydatophytes of the Bile, Luky, and Lisove lakes accounted for respectively 639, 1066, and 6417 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 150 Bq/kg. The activity concentration of ^{90}Sr in fish of Lake Lisove attained 23 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 11.3 Bq/kg. The maximum activity concentration of ^{137}Cs in the fish of Lake Lisove and Lake Bile accounted for respectively 1400 and 314 Bq/kg, in the Povchanske and Kyiv reservoirs – 154 and 124 Bq/kg, whereas in other water bodies it was not more than 38 Bq/kg.

Keywords: the accident at the Chernobyl NPP, radionuclide contamination, water bodies, higher aquatic plants, fish, ^{137}Cs , ^{90}Sr .