



УДК [577.34:597](285.2/3)

© 2011

**О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, В. Г. Кленус, М. І. Кузьменко,  
З. О. Широка, В. О. Ткаченко, М. К. Мельник, Н. А. Поморцева,  
Л. П. Юрчук, О. Б. Назаров**

## **Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України**

*(Представлено академіком НАН України В. Д. Романенком)*

*Наведено результати досліджень вмісту та розподілу  $^{90}\text{Sr}$  й  $^{137}\text{Cs}$  по органах і тканинах прісноводних риб понад 40 водойм України. Розраховано діапазони потужності поглинутої дози опромінення для риб від інкорпорованих радіонуклідів. Упродовж останніх років зареєстровано спад питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$ , що триває, в представників іхтіофауни всіх водойм України, за винятком “мирних” видів риб слабопроточних та замкнених водойм Чорнобильської зони відчуження, в яких вміст  $^{90}\text{Sr}$  утримується на певному високому рівні. Показано, що  $^{90}\text{Sr}$  на теперішній час є основним дозотворюючим радіонуклідом для риб більшості водойм Чорнобильської зони відчуження.*

При надходженні у водні екосистеми радіонукліди залучаються до біогеохімічних циклів і, рухаючись по трофічних ланцюгах, накопичуються в рибі, яка є одним із об'єктів харчування людини. Особливої актуальності ці процеси набувають на території, що зазнала інтенсивного радіонуклідного забруднення і, зокрема, в результаті аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС). У даному повідомленні аналізуються результати досліджень радіонуклідного забруднення представників іхтіофауни водойм України впродовж 2005–2011 рр. Було обстежено понад 40 водних об'єктів різних областей України та проаналізовано вміст  $^{90}\text{Sr}$  й  $^{137}\text{Cs}$  для більш ніж 30 видів риб віком 1–12 років, що належать до різних екологічних груп. Загальна кількість досліджених іхтіологічних проб становила понад 2700.

Основна увага приділялася нами водним об'єктам Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ). На території лівобережної заплави р. Прип'ять в межах ЧЗВ досліджували озера Глибоке і Далеке, Красненську старицю, що була розділена до аварії на ЧАЕС польдерною дамбою на дві водойми, які в подальшому отримали умовні назви “до дамби” (умовно непроточна водойма) і “після дамби” (слабопроточна водойма). На території правобереж-

жя р. Прип'ять у межах ЧЗВ досліджували оз. Азбучин, Янівський затон, водойму-охолоджувач (ВО) ЧАЕС, Новошепелицький та Прип'ятський затони, затон "Щепочка" та безпосередньо ділянку р. Прип'ять біля Чорнобиля, а також р. Уж та р. Ілля; за межами ЧЗВ — озера та ставки Києва, Івано-Франківської, Житомирської та Київської областей, водосховища дніпровського каскаду, річки Десна, Дністер, Дунай, Псьол, Ворскла, Жерев, Стохід та ін. Було проаналізовано представників 8 видів хижих риб (облігатних та факультативних) — сом європейський (*Silurus glanis* L.) віком 4–10 років, щука звичайна (*Esox lucius* L.) віком 1–11 років, головень (*Leuciscus cephalus* L.) віком 9–10 років, білизна (*Aspius aspius* L.) віком 8–9 років, судак звичайний (*Stizostedion lucioperca* L.) віком 3–9 років, окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.) віком 4–9 років, чехоня (*Pelecus cultratus* L.) віком 3–9 років, чоп (*Zingel zingel* L.) віком 3–5 років. Серед зообентофагів (що живляться дрібними безхребетними бентосними тваринами, ікром'я та мальками риб) досліджували йорша звичайного (*Gymnocephalus cernuus* L.) віком 2–4 роки, носара (*Gymnocephalus acernuus* L.) віком 2–4 роки; з "мирних" видів риб — представників фітофагів: краснопірку звичайну (*Scardinius erythrophthalmus* L.) віком 2–8 років; зоопланктонофагів — синця (*Abramis ballerus* L.) віком 3–5 років; фітопланктонофагів-детритофагів — товстолобика білого (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes) віком 3–4 роки; перифітонофагів — підуста звичайного (*Chondrostoma nasus* L.) віком 2–4 роки; бентофагів — карася сріблястого (*Carassius auratus gibelio* Bloch) віком 2–12 років, карася золотого (*Carassius carassius* L.) віком 2–12 років, рибець звичайного (*Vimba vimba* L.) віком 2–4 роки, марену звичайну (*Barbus barbus* L.) віком 2–4 роки, клепця (*Abramis sapa* Pallas) віком 2–4 роки, плоскирку (*Blicca bjoerkna* L.) віком 2–4 роки, лина (*Tinca tinca* L.) віком 7–9 років, в'юна звичайного (*Misgurnus fossilis* L.) віком 2–5 років, плітку (*Rutilus rutilus* L.) віком 4–7 років, ляща (*Abramis brama* L.) віком 2–5 років тощо. Визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рибі проводили гамма-спектрометричним та радіохімічним методами, а  $^{90}\text{Sr}$  — радіохімічним (за оксалатною методикою) з вимірюванням на установці малого фону УМФ-2000 дочірнього продукту  $^{90}\text{Y}$ . За одиницю питомої активності радіонуклідів у рибі застосовували беккерель на кілограм сирої маси.

У водній радіоекології досить традиційною є точка зору, що  $^{137}\text{Cs}$  — основний дозоутворюючий радіонуклід в організмі риб. У цьому відношенні не є винятком і риби з досліджених нами проточних водних об'єктів у межах ЧЗВ, ВО ЧАЕС, а також переважаюча більшість водойм і водотоків України, що розташовані за межами ЧЗВ [1, 2].

Інша ситуація спостерігається в замкнених водоймах ЧЗВ — озерах Глибоке, Азбучин, Далеке. Завдяки розчинності та високій біологічній доступності,  $^{90}\text{Sr}$  на теперішній час відіграє домінуючу роль у радіонуклідному забрудненні водної біоти озер ЧЗВ. Так, при порівняно стабільному вмісті  $^{137}\text{Cs}$  у тканинах та органах риб, з кінця 1990-х років до 2008 р. спостерігалася тенденція збільшення питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  як у "мирних", так і у хижих видах [1, 3]. При цьому, якщо в 1999 р. співвідношення  $^{90}\text{Sr}$  до  $^{137}\text{Cs}$  у бентофагах дорівнювало 0,2, у 2000 р. — 0,6, то в 2001 р. — вже 2, а 2006–2010 рр. середній вміст  $^{90}\text{Sr}$  перевищував вміст  $^{137}\text{Cs}$  у 2–5 разів [3, 4].

Аналіз даних, отриманих протягом останніх років, свідчить, що питома активність  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$  у представниках іхтіофауни практично всіх водойм ЧЗВ продовжує поступово зменшуватися за винятком "мирних" видів, в яких вміст  $^{90}\text{Sr}$  утримується на певному рівні (рис. 1, 2).

Основними чинниками, що визначають кількісний вміст  $^{90}\text{Sr}$  й  $^{137}\text{Cs}$  у рибі є рівень і склад радіонуклідного забруднення водойм та прилеглих територій, гідрологічний ре-

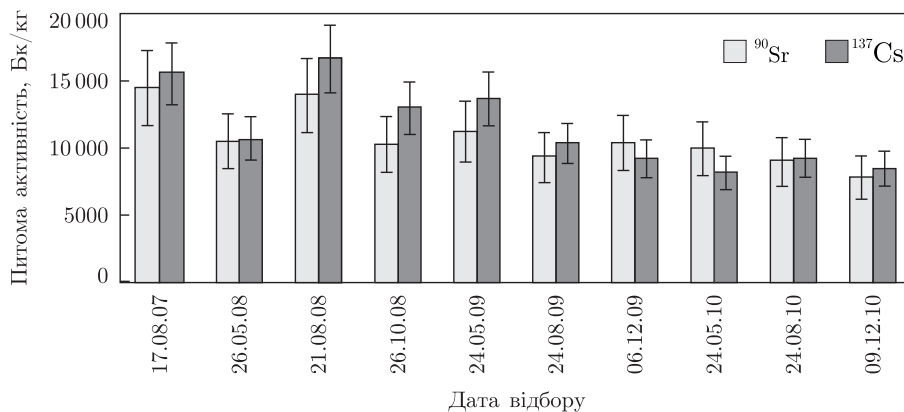


Рис. 1. Динаміка середнього вмісту радіонуклідів у хижих рибах на прикладі окуня оз. Глибоке впродовж 2007–2010 рр.

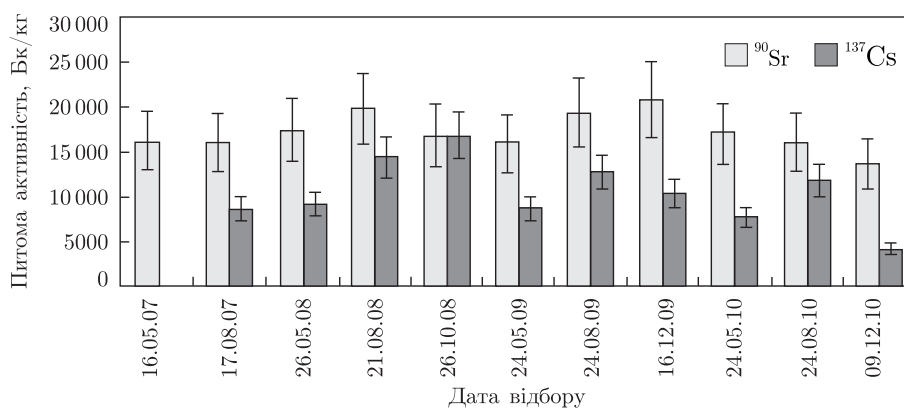


Рис. 2. Динаміка середнього вмісту радіонуклідів у представниках “мирних” видів риби на прикладі краснопірки оз. Глибоке впродовж 2007–2010 рр.

жим водойм і гідрохімічний склад води. Як свідчать власні дослідження, вміст  $^{90}\text{Sr}$  у рибі умовно непроточних, напівпроточних та замкнутих водойм ЧЗВ знаходиться в межах 100–25 300 Бк/кг (ВО — оз. Глибоке відповідно), що перевищує допустимі рівні (ДР) по вмісту  $^{90}\text{Sr}$  у 3–720 разів (табл. 1). Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у представників іхтіофауни всіх замкнутих і напівпроточних водойм ЧЗВ перевищує ДР у 4–200 разів (ДР для рибної продукції в Україні для  $^{137}\text{Cs}$  дорівнює 150 Бк/кг, для  $^{90}\text{Sr}$  — 35 Бк/кг [5]). Також необхідно зазначити, що в проточних водоймах і водоймах з підвищеним водообміном загальний вміст  $^{137}\text{Cs}$  у рибах значно перевищує цей показник для  $^{90}\text{Sr}$  та відповідає традиційним уявленням про розподіл радіонуклідів у іхтіоценозах водойм, що знаходяться в зоні впливу аварії на ЧАЕС. Найбільш виражена ця тенденція у риб ВО, який є єдиним серед досліджуваних водойм ЧЗВ, де питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді перевищує питому активність  $^{90}\text{Sr}$ . Катіонний склад води у ВО характеризується порівняно підвищеним співвідношенням катіонів  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  до  $\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$  серед інших водойм ЧЗВ, що, вочевидь, визначає більш інтенсивне накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у порівнянні з накопиченням  $^{90}\text{Sr}$  рибами ВО [3, 4].

Екосистеми рік мають підвищену здатність до самоочищення, тому вміст радіонуклідів у рибах р. Прип'ять на ділянці ЧЗВ тільки в окремих випадках перевищує ДР. Для пере-

важної більшості водойм України вміст радіонуклідів у рибі в десятки разів менший за ДР  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$ . Виняток становлять кілька досліджених водойм на Волині [6].

Аналіз отриманих даних свідчить про наявність сезонної динаміки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$  у представників іхтіофауни, яка зростає в літні місяці та зменшується восени, та пояснюється сезонними еколого-біологічними особливостями риб.

Аналіз розподілу радіонуклідів по органах і тканинах риб показав, що максимальну активність  $^{137}\text{Cs}$  відзначено в м'язах риб ЧЗВ, яка коливалась у межах від 470 Бк/кг (краснопірка звичайна, Янівський затон) до 29 650 Бк/кг (окунь звичайний, оз. Глибоке). Найбільший вміст  $^{90}\text{Sr}$  зареєстровано в кістках риб оз. Глибоке — від 133 300 Бк/кг (лин) до 155 670 Бк/кг (краснопірка). Високі питомі активності  $^{90}\text{Sr}$  спостерігалися також у лусці краснопірки оз. Глибоке — 68 450–125 370 Бк/кг сирової маси. У риб-хижаків вміст радіонукліда  $^{90}\text{Sr}$  у лусці щуки оз. Глибоке становив 26 380–35 140 Бк/кг, а в лусці представників цього виду з інших водойм — від 3920 Бк/кг (Янівський затон) до 9060 Бк/кг (Красненська стариця на ділянці після дамби). Порівняно невисокою питомою активністю  $^{90}\text{Sr}$  відрізнялись м'язи риб — від 17–27 Бк/кг (щука, Янівський затон) до 314–335 Бк/кг (краснопірка, оз. Глибоке). Питома активність  $^{90}\text{Sr}$  у рибках досліджуваних водойм ЧЗВ зменшується від риб-фітофагів до риб-іхтіофагів. Як видно з рис. 3 і 4, основними тканинами, що містять переважну кількість  $^{137}\text{Cs}$ , у рибі є м'язи, а основними накопичувачами  $^{90}\text{Sr}$  є кальцієві органи і тканини — луска, кістки, плавці та голова. На ці органи та тканини, що становлять 23–37% маси всього тіла риби, припадає 92–97% загального вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риб.

Таблиця 1. Співвідношення питомої активності радіонуклідів у представників іхтіофауни впродовж 2005–2011 рр. до допустимих рівнів, що діють в Україні

Тип водойми	Назва водойми	Межі співвідношення вмісту радіонуклідів у риб до ДР	
		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Озера ЧЗВ	Глибоке, Азбучин, Далеке	6–212	42–723
Водойма-охолоджувач	ВО ЧАЕС	8–73	3–22
Умовно непроточні водойми ЧЗВ	Одамбовані затони р. Прип'ять: Янівський, Новошепелицький; Красненська стариця (на ділянці до дамби)	4–21	16–109
Відкриті затони ЧЗВ	Прип'ятський затон та затон "Щепочка" р. Прип'ять	0,2–1,0	1,4–4,9
Напівпроточна водойма ЧЗВ	Красненська стариця (на ділянці після дамби)	4–75	3–128
Ріки в межах ЧЗВ	Прип'ять, Уж, Ілля	0,2–1,0	0,1–0,6
Дніпровські водосховища	Київське (Домантів, с. Страхолісся, с. Лебедівка тощо); Кременчуцьке (м. Черкаси та ін.), Каховське (с. Біленьке)	0,05–1,00	0,03–0,38
Озера Києва	Вирлиця, Тельбін, Берізка, Бабине, Синє, Опечень, Голосієво, Міністерка-Редьчине, Вербне	0,003–0,130	0,007–0,420
Стави за межами ЧЗВ	смт. Народичі	0,09–0,12	0,16–0,23
	м. Городенки	0,07–0,11	0,09–0,17
Ріки	Десна, Дністер, Дунай	0,004–0,300	0,003–0,130
	Псьол, Ворскла	0,006–0,009	0,006–0,030
	Жерев	0,12–0,62	0,11–0,35
	Стохід	0,039–0,200	0,007–0,170

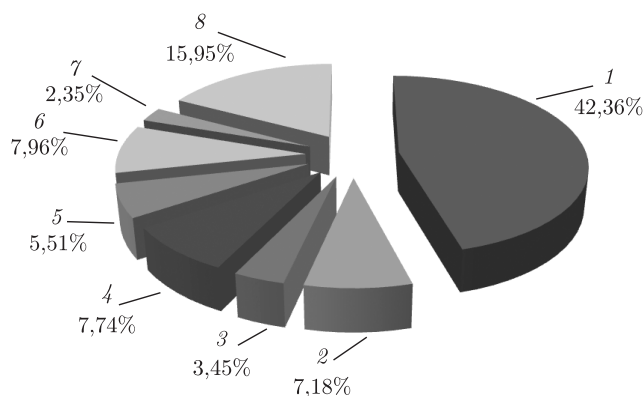


Рис. 3. Розподіл  $^{137}\text{Cs}$  по органах і тканинах риб на прикладі окуня оз. Глибоке: 1 — м'язи; 2 — кістки; 3 — внутрішні органи; 4 — луска; 5 — шкіра; 6 — плавці; 7 — зябра; 8 — голова

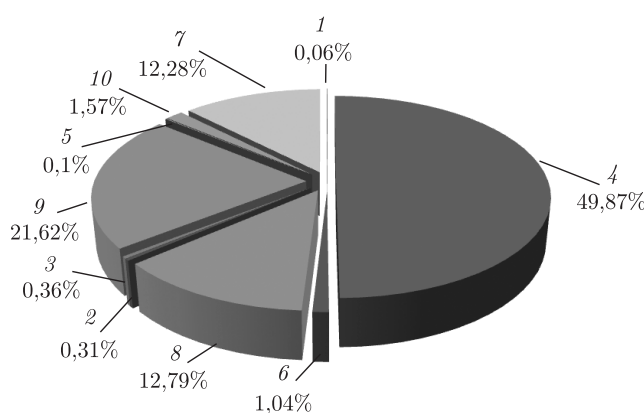


Рис. 4. Розподіл  $^{90}\text{Sr}$  по органах і тканинах риб на прикладі краснопірки оз. Глибоке: 1 — внутрішні органи; 2 — вміст шлунку; 3 — ікра; 4 — луска; 5 — шкіра; 6 — м'язи; 7 — плавці; 8 — кістки; 9 — голова; 10 — зябра

Оскільки луска є одна з найбільших накопичувачів  $^{90}\text{Sr}$  в організмі риб, то нами з використанням методики [7] було досліджено форми знаходження радіонуклідів у цій тканині для представників різних видів риб. За результатами аналізу водорозчинна та сорбована форми  $^{90}\text{Sr}$  на лусці становлять 5,2–27,1%, а  $^{137}\text{Cs}$  — до 44% загального вмісту кожного з радіонуклідів у даній тканині.

На підставі даних, опублікованих в статтях [3, 4], а також результатів досліджень 2009–2010 рр. проведено розрахунки, які показали, що діапазон потужності сумарної поглинутої дози від інкорпорованих  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$  становив, мкГр/год: у риб замкнутих водойм ЧЗВ 1,55–17,41; з умовно непроточних водойм ЧЗВ 0,74–4,33; у ВО 0,26–2,03; у відкритих затоках ЧЗВ 0,038–0,271; р. Прип'ять 0,01–0,04; у риб Київського водосховища до 0,022. У переважній більшості водойм України, що розташовані за межею ЧЗВ, ця величина ледве досягає 0,01 мкГр/год. Основним дозоутворюючим радіонуклідом для представників іхтіофауни замкнутих і умовно непроточних водойм ЧЗВ на теперішній час є  $^{90}\text{Sr}$ , на частку якого припадає 61–81% (для хижих риб) та 90–93% (для представників "мирних" видів) потужності поглинутої дози опромінення. В проточних та напівпроточних водоймах ЧЗВ внесок  $^{90}\text{Sr}$  у внутрішню дозу опромінення становить від 26 до 87%, а для ВО, де постій-

но відбувається водообмін за рахунок підкачування води з р. Прип'ять, — від 9 до 41%. За межею ЧЗВ, наприклад, у Київському водосховищі внесок  $^{90}\text{Sr}$  у потужність поглинутої дози від інкорпорованих радіонуклідів становить від 16 до 50%, у р. Дністер — від 16 до 25%.

Виходячи з отриманих даних [2, 4], у міру спадання вмісту  $^{137}\text{Cs}$  риб (одного віку і виловлених з однієї водойми) можна розмістити в такій послідовності: сом  $\geq$  окунь > білизна > > щука > судак > краснопірка > плітка > карась > лин > лящ, а спадання вмісту  $^{90}\text{Sr}$  — таким чином: краснопірка > лящ > карась > плітка > лин > окунь > білизна > сом > > судак > щука. Отже, представниками іхтіофауни, які за однакових умов і віку найбільше накопичують  $^{90}\text{Sr}$ , є краснопірка, а  $^{137}\text{Cs}$  — сом та окунь.

Таким чином, у водоймах ЧЗВ питома активність радіонуклідів у риб різних екологічних груп знаходиться на високому рівні і багаторазово перевищує діючі в Україні ДР для рибної продукції. У всіх представників “мирних” видів риб водних об'єктів ЧЗВ вміст  $^{90}\text{Sr}$  в організмі набагато перевищує питому активність  $^{137}\text{Cs}$  (за винятком риб ВО та річкових екосистем). Оскільки для риб замкнутих, умовно непроточних і напівпроточних водойм та затонів ЧЗВ на частку  $^{90}\text{Sr}$  припадає 61–93% потужності поглинутої дози внутрішнього опромінення від інкорпорованих радіонуклідів, цей радіонуклід на теперішній час є основним дозоутворювачем для риб більшості водойм ЧЗВ. На луску, кістки, плавці та голову риб припадає 92–97% загального вмісту  $^{90}\text{Sr}$  в організмі. Слід відзначити, що 73–95%  $^{90}\text{Sr}$ , який міститься в лусці, міцно зв'язаний кістковими структурами, в той час як до 44%  $^{137}\text{Cs}$  знаходиться в легкодоступному сорбованому та водорозчинному стані. Для переважної більшості прісних водойм України, що розташовані за межами ЧЗВ, рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$  у рибах поступово зменшуються і не перевищують ДР, що діють в Україні після аварії на Чорнобильській АЕС.

1. Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Кіреєв С. І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. — Київ: Наук. думка, 2010. — 263 с.
2. Каглян А. Е. Радіонукліди в іхтіофауне верхнього участка Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. — 2007. — 43, № 5. — С. 93–109.
3. Гудков Д. И., Каглян А. Е., Киреев С. И. и др. Основные дозобразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2008. — 48, № 1. — С. 48–58.
4. Каглян О. Є., Гудков Д. І., Кленус В. Г. та ін. Радіонуклідне забруднення представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження // Гідроекологія. Сер.: Біологія. — 2010. — № 2 (43) Спец. вип. — С. 219–222. — [Наук. зап. Тернопіл. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка].
5. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). — Київ, 1997. — 38 с.
6. Волкова Е. Н., Беляев В. В., Широкая З. О. и др. Радиоактивное загрязнение водоемов Украинского Полесья и формы нахождения радионуклидов в некоторых компонентах водных экосистем // Гидробиол. журн. — 2000. — 36, № 4. — С. 50–65.
7. Vazquez M. D., Lopez J., Carballeira A. Uptake of Heavy Metals to the Extracellular and Intracellular Compartments in Three Species of Aquatic Bryophyte // Ecotoxicology and Environmental Safety. — 1999. — 44 (1). — P. 12–24.

Інститут гідробіології НАН України, Київ  
Державне спеціалізоване науково-виробниче  
підприємство “Чорнобильський радіоекологічний центр”  
МНС України, Чорнобиль

Надійшло до редакції 18.04.2011

O. Ye. Kaglyan, D. I. Gudkov, V. G. Klenus, M. I. Kuz'menko, Z. O. Shyroka,  
V. O. Tkachenko, M. K. Melnyk, N. A. Pomortseva, L. P. Yurchuk,  
O. B. Nazarov

### The modern state of radionuclide contamination of freshwater fish in Ukraine

*The results of researches of the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  content and distribution in organs and tissues of freshwater fish in 40 reservoirs of Ukraine are presented. The ranges of the absorbed dose rate for fish from incorporated radionuclides are calculated. During last years, a continuing decrease of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  specific activity in ichthyofauna representatives of all Ukrainian water bodies is registered. The exception are the pray fish species of closed water bodies of the Chernobyl exclusion zone, where the  $^{90}\text{Sr}$  content remains at a certain high level. It is shown that  $^{90}\text{Sr}$  is the main dose-formed radionuclide for fish of the majority of water bodies within the Chernobyl exclusion zone at the present time.*