


## ЕКОЛОГІЯ

УДК577.34:597

**Моделювання динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  прісноводними рибами**Волкова О.М.<sup>1</sup> , Беляєв В.В.<sup>1</sup> , Скиба В.В.<sup>2</sup> , Пришляк С.П.<sup>1</sup> <sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України<sup>2</sup>Білоцерківський національний аграрний університет Скиба В.В. E-mail: v.skyba@btsau.edu.ua

Волкова О.М., Беляєв В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П. Моделювання динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  прісноводними рибами. Збірник наукових праць «Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва», 2021. № 2. С. 63–71.

Volkova O., Belyaev V., Skyba V., Pryshljak S. The Simulation of the dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by freshwater fish. «Animal Husbandry Products Production and Processing», 2021. № 2. PP. 63–71.

Рукопис отримано: 04.10.2021 р.

Прийнято: 18.10.2021 р.

Затверджено до друку: 09.12.2021 р.

doi: 10.33245/2310-9289-2021-166-2-63-71

Мета дослідження – моделювання динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  прісноводними рибами за умов гіпотетичного радіонуклідного забруднення водойм у різні сезони року.

Предмет дослідження – закономірності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами нехижких видів у евтрофних та оліготрофних водоймах.

Динаміку вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у прісноводних риб розраховували за вмістом радіонукліда у водних масах. Як вхідний параметр моделі накопичення радіонукліда рибою використовували результати моделювання об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  у водних масах. Організм риб був представлений у вигляді 3-х незалежних камер, які пов'язані лише рівнянням балансу, за моделювання враховували сезонні зміни інтенсивності харчування риб. Визначено параметр, який враховує інтенсивність харчування у процес надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риб.

Проаналізовано особливості динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами евтрофних та оліготрофних водойм у разі гіпотетичного аварійного надходження  $^{137}\text{Cs}$  до екосистем на початку різних періодів річного життєвого циклу риб: 1-й – з 1 до 31 березня; 2-й – з 1 до 30 квітня; 3-й – з 1 травня до 19 вересня; 4-й – з 20 вересня до 19 жовтня; 5-й – з 20 жовтня до 30 листопада; 6-й (період льодоставу) – з 1 грудня до 28 лютого.

Встановлено, що в евтрофній водоймі найбільші гіпотетичні рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб сформуються у разі надходження  $^{137}\text{Cs}$  до екосистеми навесні (варіанти 1–3), тобто у моменти, які відповідають початку їх харчування. Якщо водойма буде забруднена за варіантом 3, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у риб досягне найбільших величин, а за варіантами 4–6 буде приблизно удвічі меншою.

Визначено, що максимальна величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у риб оліготрофної водойми майже не пов'язана з сезоном забруднення. Водночас за варіантами 1–3 рівні забруднення риб оліготрофної водойми будуть у 1,5–2 рази вищими, ніж евтрофної, за варіантами 4–6 – у 3–4 рази вищими.

У разі аварійної щільності випадіння  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 4 КБк/м<sup>2</sup> на дзеркало різнотипних замкнених водойм його питома активність у мирних рибах перевищить встановлені нині допустимі рівні забруднення рибної продукції, якщо щільність випадіння буде удвічі меншою (2 КБк/м<sup>2</sup>), рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами евтрофних водойм перевищать допустимі нормативи у разі аварійних надходжень у весняний період. Для оліготрофних водойм гарантоване неперевикнення встановлених нормативів у рибній продукції можливе за щільності випадіння  $^{137}\text{Cs}$  меншій, ніж 0,5 КБк/м<sup>2</sup>.

**Ключові слова:** риби, моделювання,  $^{137}\text{Cs}$ , питома активність, гіпотетичне забруднення, водойми різного трофічного статусу, моніторинг довкілля, екологічна безпека.

**Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень.** Нині ядерну енергетику вважають перспективним джерелом забезпечення людства енергією, і за кількістю ядерних енергоблоків, що перебувають в експлуатації,

Україна посідає одне з провідних місць у світі. Ядерно-паливний цикл (ЯПЦ) в Україні має об'єктивні передумови для розвитку – сировинну базу та історично усталену наукову та виробничу інфраструктуру. Водночас викори-

стання ядерної енергії призводить і до негативних наслідків – надходження радіоактивних речовин до навколишнього середовища. У зв'язку з цим конструктивний розвиток ЯПЦ вимагає ретельного екологічного супроводу, і кожна ланка та нововведення в галузях ЯПЦ мають розглядатися у площині екологічної безпеки. Найбільшу небезпеку несуть ядерні катастрофи, аварії та інциденти на підприємствах ядерного комплексу, які призводять до неконтрольованого радіоактивного забруднення навколишнього середовища, зокрема й водних об'єктів, з яких радіонукліди з водою та рибною продукцією надходять до людини.

Проблема дії на живі організми хронічного опромінювання та малих доз йонізуючої радіації нині є однією з центральних, які виникли після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС). Вплив хронічної дії можна оцінити на основі даних про поглинуту дозу, значну частину якої формує випромінювання інкорпорованих радіонуклідів. Упродовж першого десятиріччя після Чорнобильської катастрофи радіоекологічні дослідження водних екосистем України обмежувалися визначенням рівнів радіоактивного забруднення компонентів деяких водойм зони відчуження та Дніпровських водосховищ. Пізніше було доведено, що порівняно високі рівні накопичення радіонуклідів, переважно  $^{137}\text{Cs}$ , тривало наявного уламку поділу ядерного палива, що активно засвоюється живими організмами, реєстрували в гідробіонтах різнотипних водойм, які розташовані на значній відстані від джерела забруднення. Отже, для коректного визначення дози опромінення водних організмів та оцінювання дозових навантажень на населення через надходження радіонуклідів з рибною продукцією необхідна реконструкція динаміки накопичення радіонуклідів, зокрема  $^{137}\text{Cs}$ , прісноводними рибами. Крім того, за нормативною базою однією з вимог до експлуатації ядерних об'єктів є розроблення аварійних планів, зокрема гіпотетичне оцінювання рівнів радіоактивного забруднення навколишнього середовища, до яких належать водні екосистеми.

Існує два підходи до моделювання вмісту радіонуклідів в організмі риб – статистичний та динамічний. У першому разі рівні накопичення радіонуклідів рибами розраховують за коефіцієнтами накопичення [1–3]. У другому, який вважають точнішим, моделюється динаміка концентрації за балансом надходження та виведення радіонуклідів, і у низці моделей беруть до уваги наступні показники: мінералізація води [4–7]; температурні ефекти [1, 8]; залежність швидкості метаболізму від маси риб

[4, 7, 9–10]. У більшості моделей організм риб представлений у вигляді однієї камери, однак існують моделі, де враховується швидкість накопичення та виведення радіонуклідів різними органами та тканинами, і організм риб представлений двома камерами [7].

Проблемним питанням динамічних моделей залишається визначення швидкості надходження та виведення радіонуклідів з організму і залежності цих параметрів від деяких чинників (мінералізація та температура води, маса риб та ін.). Якщо швидкість виведення радіонуклідів з організму риб можна розрахувати у лабораторних та польових експериментах за часовими рядами питомої активності риб [8, 9, 11, 12, 13], то швидкість їх надходження визначається опосередковано. Так, у деяких моделях [4, 7, 9, 10] надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму визначають за його вмістом в об'єктах живлення риб. Недоліком такого підходу є обмежена кількість даних про вміст радіонуклідів у водних організмах, які формують раціон риб.

Специфіка ядерних та радіаційних інцидентів, аварій і катастроф має імовірнісний характер: ніколи не відомо, де й коли саме станеться та чи інша катастрофічна ядерна подія [14], тобто аварійне забруднення водних екосистем може відбутися у будь-який сезон року. Оскільки радіонукліди цезію надходять до організму риб переважно з об'єктами харчування, а інтенсивність харчування пов'язана з метеорологічними чинниками (температурою середовища, тривалістю льодоставу та ін.), рівень гіпотетичного забруднення їхтїофауни може залежати від того, у який момент життєвого циклу риб радіонукліди цезію надійшли до водойми. Водночас для зазначених вище моделей такий параметр як вміст радіонукліда в об'єктах харчування залишається невизначеним.

**Метою дослідження** було моделювання динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  прісноводними рибами за умов гіпотетичного радіонуклідного забруднення водойм у різні сезони року.

**Матеріал і методи дослідження.** Динаміку вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у прісноводних риб розраховували за вмістом радіонукліда у водних масах, тобто як вхідний параметр моделі накопичення радіонукліда використовували результати моделювання його об'ємної активності у водних масах.

Для розрахунку об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  використовували розроблену модель з експериментально визначеними параметрами [15, 16], згідно з якою зменшення об'ємної активності  $^{137}\text{Cs}$  у замкненій водоймі після одноразового надходження радіонукліда описується рівняннями:

$$A_w(t) = A(0)(A_1 \exp(-0,693t/T_{w1}) + A_2 \exp(-0,693t/T_{w2})),$$

$$A(0) = A_{smax} / (1000h),$$

де  $A_w(t)$  – об’ємна активність  $^{137}\text{Cs}$  учас  $t$ , Бк/л;  
 $A(0)$  – максимальна первісна об’ємна активність  $^{137}\text{Cs}$ , Бк/л;  
 $A_1, A_2$  – парціальна частина (частина активності), яка зменшується з періодом напівзменшення  $T_{w1}$  або  $T_{w2}$ , відповідно.  
 $A_{smax}$  – щільність випадінь або нормоване надходження радіонукліда до водойми, Бк/м<sup>2</sup>;  
 $h$  – середня глибина водойми, м.

Розмірність  $t, T_{w1}$  та  $T_{w2}$  однакова.

Виходячи з експериментальних досліджень процесів виведення  $^{137}\text{Cs}$  рибами [12, 13], організм був представлений у вигляді 3-х незалежних камер, які пов’язані лише рівнянням балансу. Під час моделювання процесів накопичення прісноводними рибами  $^{137}\text{Cs}$  також необхідно взяти до уваги сезонні зміни інтенсивності їх харчування. Добове надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риб представили у вигляді добутку безрозмірного коефіцієнта ( $Z(t)$ ), який враховує сезонні зміни інтенсивності харчування і, відповідно, надходження радіонукліда до організму з їжею, та надходження радіонукліда до організму за час  $\Delta t$  ( $V(t)$ ), який не пов’язаний з інтенсивністю харчування. Для рівноважного випадку, коли надходження дорівнює виведенню радіонукліда,  $V$  – середньорічне добове надходження.

Активність  $^{137}\text{Cs}$  у кожній камері розраховували покроково, як суму його надходження та виведення:

$$Af(t) = \sum Af_i(t), \quad i = 1, 3$$

$$Af_i(t + \Delta t) = Z(t)VA_i\Delta t + Af_i(t - \Delta t)\exp(-0,693\Delta t/T_{cs}), \quad (1)$$

де  $Af(t)$  – радіоактивність організму, Бк/кг;  
 $V(t)$  – надходження (потік) радіонукліда до організму за час  $\Delta t$ ;  
 $\Delta t$  – крок моделювання;  
 $T_i$  – парціальний період напіввиведення радіонукліда з організму;  
 $A_i$  – парціальний внесок (частка радіонукліда, яка виводиться з періодом  $T_i$ ).

Для стаціонарного випадку, тобто  $V(t)$  та  $A_w(t)$  – постійні, усереднене добове надходження (потік) описується рівнянням:

$$V = A_w(t) \ln(2) K_n (T_1 A_1 + T_2 A_2 + T_3 A_3)^{-1}, \quad (2)$$

де  $K_n$  – рівноважний коефіцієнт накопичення радіонукліда організмом.

За умов прийнятих параметрів моделі динаміки об’ємної активності води накопичення  $^{137}\text{Cs}$  більшістю харчових організмів відбува-

ється набагато швидше, ніж зміни активності води та риби, тому можна вважати, що надходження радіонукліда до організму добре описується рівнянням (1) і за зміни його концентрації у воді. Необхідно відзначити, що за умов Полісся та Лісостепу України рівняння (2) слухне лише для риб нехижих (мирних) видів.

Динаміку питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  моделювали для риб евтрофної (середня глибина 4 м) та оліготрофної (середня глибина 10 м) водойм. На основі даних [13, 17] прийняли, що величина рівноважного коефіцієнта накопичення  $^{137}\text{Cs}$  мирними видами риб евтрофної та оліготрофної водойм становила 1000 та 2000, відповідно.

Виходячи з того, що на 60 % територій України щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  становить 2–10 кБк/м<sup>2</sup> [18], для розрахунків обрали величину щільності гіпотетичних випадінь  $^{137}\text{Cs}$  на дзеркало модельних водойм, яка дорівнює 4 кБк/м<sup>2</sup>.

У такому разі в евтрофній водоймі максимальна об’ємна активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді становитиме 1,0 Бк/л, в оліготрофній – 0,4 Бк/л.

**Результати дослідження та обговорення.** З метою визначення сезонної інтенсивності надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму річний життєвий цикл мирних риб розподілили на 6 періодів, упродовж яких величина  $Z(t) = Z(i)$  постійна: 1-й – з 1 до 31 березня; 2-й – з 1 до 30 квітня; 3-й – з 1 травня до 19 вересня; 4-й – з 20 вересня до 19 жовтня; 5-й – з 20 жовтня до 30 листопада; 6-й (період льодоставу) – з 1 грудня до 28 лютого.

Виходячи з літературних даних про інтенсивність харчування мирних риб упродовж року, температурного режиму водойм півночі України, а також того, що за зменшення температури води на 10 °С швидкість травлення у риб уповільнюється у 2 – 3 рази [19], прийняли, що упродовж 6-го періоду риби не харчуються, упродовж 3-го періоду інтенсивність харчування у 3 рази вища, ніж упродовж 1- та 5-го періодів, упродовж 2- та 4-го періодів інтенсивність харчування у два рази вища, ніж у 1- та 5-му періодах.

Для коректних розрахунків бажано врахувати ще один чинник – пов’язане з осморегуляцією поглинання прісноводними рибами води через шлунково-кишковий тракт та зовнішній покрив. За нашими оцінками, у такий спосіб надходить до 10 %  $^{137}\text{Cs}$  від загального його вмісту в організмі прісноводних риб [20].

Для розрахунку величини відносної інтенсивності харчування у певний період року введемо наступні позначення:

$z_f(i)$  – відносна інтенсивність харчування у  $i$ -й період, місяць<sup>-1</sup>;

$t(i)$  – тривалість  $i$ -го періоду, місяць;

$A_y$  – річне надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риб, умовна одиниця (у.о.);

$A_w$  – річне надходження  $^{137}\text{Cs}$  з водними масами, у.о.;

$A(i)$  – надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риб у  $i$ -му періоді, у.о.;

$A(0)$  – величина середнього надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму риб за 1 місяць, у.о.

Приймаємо  $A(0)=1$ . Тоді наведені вище умови можна записати у вигляді системи рівнянь:

$$\begin{aligned} A(0) &= 1 \\ A_y &= 12 A(0) \\ A_w &= 0.1 A_y \\ A(i) &= z_f(i) t(i) \\ A(6)/t(6) &= A_w/12 \\ A_y &= SA(i), i = 1,6 \\ z_f(3) &= 3 z_f(1) \\ z_f(2) &= 2 z_f(1) \\ z_f(1) &= z_f(5) \\ z_f(2) &= z_f(4) \end{aligned}$$

Рішення наведеної вище системи рівнянь відносно  $z_f(i)$  наведено в таблиці 1.

Приймаючи, що  $Z(t) = z_f(i)$ , за системою рівнянь (1) можна змоделювати динаміку питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб різнотипних водойм за умов гіпотетичного забруднення екосистем у різні сезони року. Варіанти моментів гіпотетичного надходження радіонукліда до водойм обрано на основі окреслених вище змін харчової поведінки риб, тобто за умов забруднення водних мас на початку обраних часових періодів.

Результати моделювання довели, що в евтрофній водоймі найбільші гіпотетичні рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб сформується у разі надходження  $^{137}\text{Cs}$  до екосистеми навесні (варіанти 1–3), тобто у моменти, які відповідають початку їх харчування (рис. 1). Якщо водойма буде забруднена у початковий період інтенсивного харчування (варіант 3), питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у риб досягне найбільших величин, а за

варіантами 4–6 буде приблизно у 2 рази меншою. У разі забруднення водойм в осінньо-зимовий період (варіанти 4–5), активність  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб утримується на рівні, близькому до максимального, упродовж 8–12 місяців.

Максимальна величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у риб оліготрофної водойми майже не пов'язана з сезоном забруднення (табл. 2). Водночас за варіантами 1–3 рівні забруднення риб оліготрофної водойми будуть у 1,5–2 рази вищими, ніж евтрофної, за варіантами 4–6 – у 3–4 рази вищими.

Таке явище можна пояснити тим, що в оліготрофній водоймі  $^{137}\text{Cs}$  довше залишається у водних масах [15, 16]. Так, за перші два місяці після надходження радіонукліда до екосистеми об'ємна активність  $^{137}\text{Cs}$  у воді евтрофної водойми зменшиться приблизно на 40 %, оліготрофної – на 3,2 %.

Цим зумовлені й менші, ніж для евтрофної водойми, відмінності між величинами гіпотетичних максимальних рівнів накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами у разі надходження радіонукліда до екосистеми за різними варіантами.

Отже, за результатами моделювання, у разі заданої аварійної щільності випадіння  $^{137}\text{Cs}$  (4 кБк/м<sup>2</sup>) на дзеркало різнотипних замкнених водойм його питома активність у мирних рибах перевищить встановлені нині допустимі рівні забруднення рибної продукції – 150 Бк/кг [21]. Якщо щільність випадіння буде удвічі меншою, рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами евтрофних водойм перевищать допустимі нормативи у разі аварійних надходжень у весняний період (табл. 3). Щодо оліготрофних водойм можна відзначити відсутність достовірних відмінностей питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі риб у разі забруднення екосистеми у різні сезони року, а гарантоване неперевикнення встановлених нормативів можливе за щільності випадіння радіонукліда  $\leq 0,5$  кБк/м<sup>2</sup>.

Таблиця 1 – Відносна інтенсивність надходження  $^{137}\text{Cs}$  до організму прісноводних риб

№ періоду	1	2	3	4	5	6
$z_f(i)$	0,511	1,023	1,534	1,023	0,511	0,08

Таблиця 2 – Максимальна активність  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб ( $A_{\text{макс}}$ ) та періоди зростання активності  $^{137}\text{Cs}$  в організмі ( $T_{\text{інгр}}$ ) за гіпотетичної щільності випадіння 4 кБк/м<sup>2</sup>

Варіанти	Евтрофна водойма		Оліготрофна водойма	
	$A_{\text{макс}}$ , Бк/кг	$(T_{\text{інгр}})$ , діб	$A_{\text{макс}}$ , Бк/кг	$(T_{\text{інгр}})$ , діб
1	460	160	860	200
2	538	130	850	170
3	582	120	806	140
4	257	70	836	365*
5	214	270	827	330
6	245	250	827	290

**Примітка:** \* - кінець інтервалу моделювання, за даними варіантів 5 та 6 саме в цей період року максимальне накопичення радіонукліда.

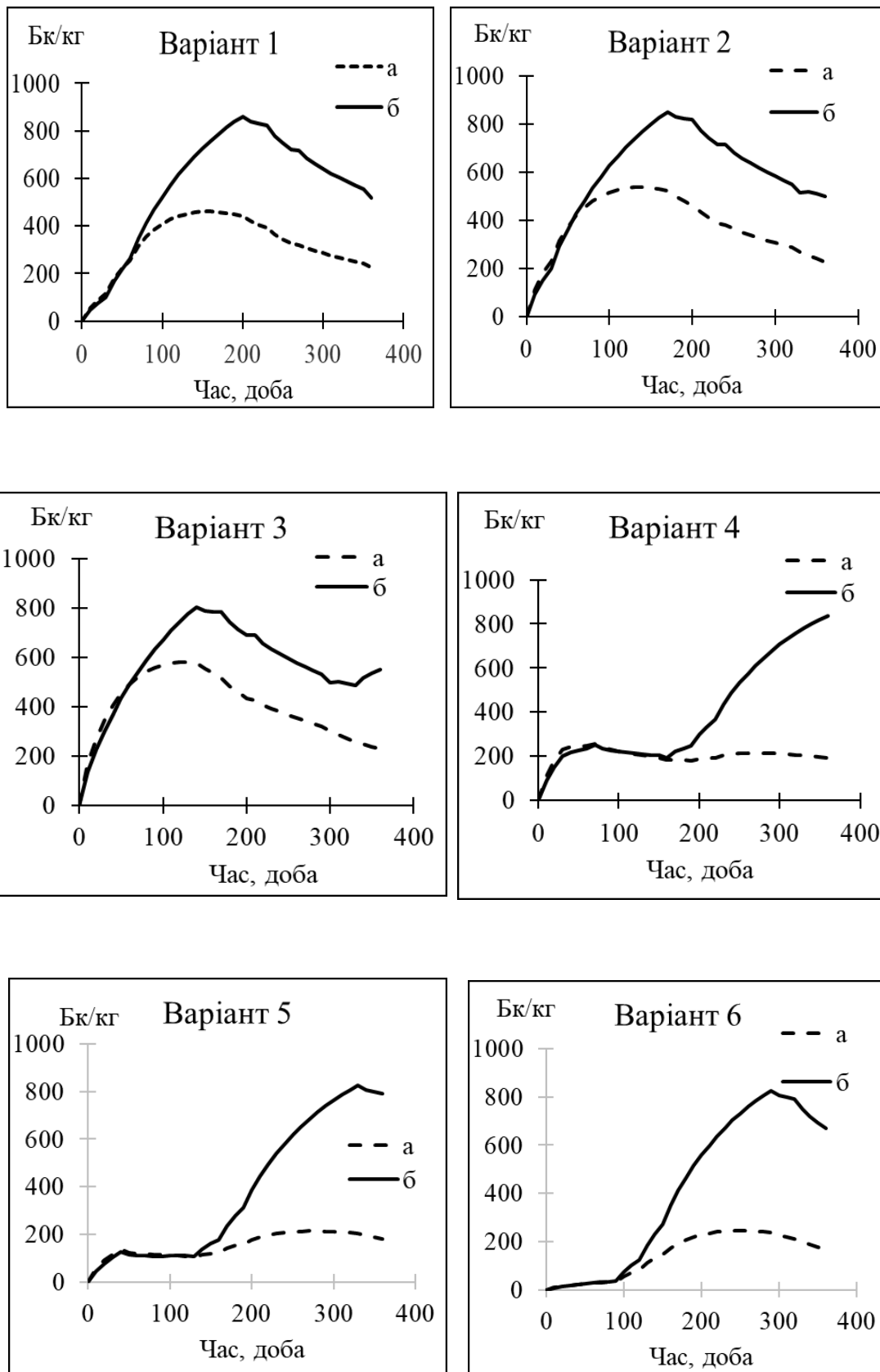


Рис. 1. Динаміка  $^{137}\text{Cs}$  у риб евтрофної (а) та оліготрофної (б) водойм за різних варіантів забруднення екосистем.

Таблиця 3 – Максимальна питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб зон Полісся та Лісостепу за умов різної щільності випадінь на дзеркало водойми, Бк/кг

Варіанти	Евтрофна водойма			Оліготрофна водойма		
	Щільність випадінь $^{137}\text{Cs}$ на дзеркало водойми, кБк/м <sup>2</sup>					
	2	1	0,5	2	1	0,5
1	230	115	58	430	215	108
2	269	135	67	425	213	106
3	291	146	73	403	202	101
4	129	64	32	418	209	105
5	107	54	27	414	207	103
6	123	61	31	414	207	103

Отже, кількість даних щодо радіоактивного забруднення промислової іхтіофауни водойм України у перші роки після аварії на ЧАЕС вкрай обмежена. Результати моделювання дають змогу провести ретроспективне оцінювання відносного ступеня небезпеки надходження  $^{137}\text{Cs}$  до населення з рибною продукцією. За даними [18], у 1986 р. щільність випадінь  $^{137}\text{Cs}$ , яка становила 2 і більше кБк/м<sup>2</sup>, охоплювала майже 97 % території України. Якщо взяти до уваги, що аварія сталася у весняний період, можна припустити, що у більшості замкнених та слабопроточних водойм зони Полісся та Лісостепу, до яких належать і каскадні рибогосподарські ставки, рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  мирними рибами перевищували діючі нині нормативи.

**Висновки.** Визначено параметри моделі накопичення  $^{137}\text{Cs}$  для риб нехижих видів водойм Полісся та Лісостепу України. Проаналізовано особливості динаміки накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами евтрофних та оліготрофних водойм у разі гіпотетичного аварійного надходження  $^{137}\text{Cs}$  до екосистем у різні періоди річного життєвого циклу риб. Розглянуто 6 періодів, на початку яких відбудеться гіпотетичне забруднення: 1-й – з 1 до 31 березня; 2-й – з 1 до 30 квітня; 3-й – з 1 травня до 19 вересня; 4-й – з 20 вересня до 19 жовтня; 5-й – з 20 жовтня до 30 листопада; 6-й (період льодоставу) – з 1 грудня до 28 лютого.

Встановлено, що в евтрофній водоймі найбільші гіпотетичні рівні вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у мирних риб сформується у разі надходження  $^{137}\text{Cs}$  до екосистеми навесні (варіанти 1–3), тобто у моменти, які відповідають початку їх харчування. Якщо водойма буде забруднена за варіантом 3, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у риб досягне найбільших величин, а за варіантами 4–6 буде приблизно у 2 рази меншою.

Максимальна величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у риб оліготрофної водойми майже не пов'язана з сезоном забруднення. Водночас за варіантами 1–3 рівні забруднення риб оліготрофної водойми будуть у 1,5–2 рази вищими, ніж евтрофної, за варіантами 4–6 – у 3–4 рази вищими.

У разі аварійної щільності випадінь  $^{137}\text{Cs}$  на рівні 4 кБк/м<sup>2</sup> на дзеркало різнотипних замкнених водойм його питома активність у мирних рибах перевищить встановлені нині допустимі рівні забруднення рибної продукції, якщо щільність випадінь буде у 2 рази меншою (2 кБк/м<sup>2</sup>), рівні накопичення  $^{137}\text{Cs}$  рибами евтрофних водойм перевищать допустимі нормативи у разі аварійних надходжень у весняний період. Для оліготрофних водойм гарантоване неперевикнення встановлених нормативів у рибній продукції можливе за щільності випадінь  $^{137}\text{Cs}$  менше, ніж 0,5 кБк/м<sup>2</sup>.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Катков А.Е. Разработка оценочных критериев гигиенического нормирования радиоактивного загрязнения дна водоема. Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 43–68.
2. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA-TRS-462, 2010. 194 p.
3. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (Version November 2012) URL: <http://www.ERICA-tool.com>
4. Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.01. Обнинск, 2008. 50 с.
5. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986. 152 с.
6. Хомутинін Ю.В. Оцінка радіоекологічної безпеки прісноводних водойм України пізній стадії аварії на ЧАЕС. Ядерна фізика та енергетика. 2014. 15. № 4. С. 389–401.
7. Беженар Р.В. Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки: автореф. дис. ... д-ра техн. наук: 05.13.06. Київ, 2020. 40 с.
8. Динамика выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма карася серебряного (CARASSIUS GIBELIO) при разной температуре воды/ Е. В. Кашпарова и др. Ядерна фізика та енергетика. 2019. Т. 20. № 4. С. 411–419. DOI:10.15407/jnpae2019.04.411

9. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии. Заключительный отчет проекта экспериментального сотрудничества/ под ред. У. Сансоне и О.В. Войцеховича. Чернобыль техінформ, 1996. 195 с.

10. Дзюба Н.Н., Тодосиенко С.В. Валидация математических моделей миграции радиоцезия в экосистеме Киевского водохранилища. Наукові праці УкрНДГМІ. 2002. Вип. 250. С. 298–309.

11. Лебедева Г.Д. Накопление и выведение радиоактивного стронция у пресноводных рыб при разных условиях. Некоторые проблемы гидробиологии. Тр. МОИП, отд. биол. 1968. Т. 30. С. 170–180.

12. Беляев В.В. Накоплення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.10. К., 2001. 18 с.

13. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.17. Київ, 2008. 348 с.

14. Тютюник Ю.Г., Яновська Е.С. Екологічна радіогеохімія: навчальний посібник. К.: Київський університет, 2004. 188 с.

15. Беляев В. В., Волкова Е. Н. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ. Ядерная энергетика та довкілля. 2014. № 1 (3). С. 34–38.

16. Волкова О.М., Беляев В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. Параметры розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. ред. Ф. В. Зузук. Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки. 2014. № 11. С. 127–132.

17. Радіонукліди у водних екосистемах України / М.І. Кузьменко та ін. К.: Чернобыль інтерінформ, 2001. 318 с.

18. 25 років Чернобыльської катастрофи. Безпека майбутнього: національна доповідь України. К.: КІМ, 2011. 356 с.

19. Попова О.А. Роль хищных рыб в экосистемах. Изменчивость рыб пресноводных экосистем. М.: Наука, 1979. С. 13–47.

20. Беляев В.В., Волкова Е.Н. Оценка поступления <sup>137</sup>Cs с водными массами в организм пресноводных рыб. Гидробиол. журн. Т. 43. № 3. 2007. С. 112–117.

21. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr у продуктах харчування та питній воді. (ДР-2006). Київ, 2006. 13 с.

## REFERENCES

1. Katkov, A.E. (1980). Razrabotka ocenochnyh kriteriev gigienicheskogo normirovaniya radioaktivnogo zagryazneniya dna vodoema [Development of evaluation criteria for hygienic regulation of radioactive contamination of the bottom of the reservoir]. Problemy i zadachi radioekologii zhivotnyh [Problems and tasks of animal radioecology]. M.: Science, pp. 43–68.

2. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA-TRS-462, 2010, 194 p.

3. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (Version November 2012) Available at: <http://www.ERICA-tool.com>

4. Kryshev, A.I. (2008). Dinamicheskoe modelirovanie perenosa radionuklidov v gidrobiocenozah i ocenka posledstviy radioaktivnogo zagryazneniya dlja bioty i cheloveka: avtoref. dis. ... d-rabiol. nauk: 03.00.01. [Dynamic modeling of the transfer of radionuclides in hydrobiocenoses and assessment of the consequences of radioactive contamination for biota and humans: the author's abstract of the dissertation of the doctor of biological sciences: 03.00.01.]. Obninsk, 50 p.

5. Kryshev, I.I., Sazykina, T.G. (1986). Matematicheskoe modelirovanie migracii i radionuklidov v vodnyh jekosistemah [Mathematical modeling of migration of radionuclides in aquatic ecosystems]. Moscow: Energoatomizdat, 152 p.

6. Khomutinin, Yu.V. (2014). Ocinka radioekologichnoi' bezpeky prisnovodnyh vodojm Ukrai'ny piznij stadii' avarii' na ChAES [Assessment of radioecological safety of freshwater reservoirs of Ukraine in the late stage of the Chernobyl accident]. Jaderna fizyka ta energetyka [Nuclear physics and energy]. 15, no. 4, pp. 389–401.

7. Bezhenar, R.V. (2020). Informacijni tehnologii' modeljuvannja zabrudnennja vodnyh ekosystem dlja komp'juternoї pidtrymky rishen' z radiacijnoi' bezpeky: avtoref. dys. ... d-ra tehn. nauk: 05.13.06. [Information technologies of modeling of pollution of aquatic ecosystems for computer support of decisions on radiation safety: the author's abstract of the dissertation of the doctor techn. Science: 05.13.06.]. Kyiv, 40 p.

8. Kashparova, E. V., Teen, G.H., Levchuk, S. E. (2019). Dinamika vyvedenija <sup>137</sup>Cs iz organizma karasja serebrjanogo (CARASSIUS GIBELIO) pri raznoj temperature vody [Dynamics of <sup>137</sup>Cs excretion from the body of silver carp (CARASSIUS GIBELIO) at different water temperatures]. Jaderna fizika ta energetika [Nuclear physics and energy]. Vol. 20, no. 4, pp. 411–419. DOI:10.15407/jnpae2019.04.411.

9. Sansone, U., Vojcehovich, O.V. (1996). Modelirovanie i izuchenie mehanizmov perenosa radioaktivnyh veshhestv iz nazemnyh jekosistem v vodnye ob#ekty zony vlijaniya Chernobyl'skoj avarii [Modeling and studying the mechanisms of the transfer of radioactive substances from terrestrial ecosystems to water bodies in the zone of influence of the Chernobyl accident]. Zakljuchitel'nyj otchet proekta jeksperimental'nogo sotrudnichestva [Final Report of the Pilot Cooperation Project]. Chornobil' tehinform [Chernobyl technical information]. 195 p.

10. Dzubina, N.N., Tudosienko, S.V. (2002). Validacija matematicheskikh modelej migracii radiocezija v jekosisteme Kievskogo vodohranilishha [Validation of mathematical models of radiocaesium migration in the ecosystem of the Kyiv reservoir]. Scientific works of UkrNDGMI. Issue 250, pp. 298–309.

11. Lebedeva, G.D. (1968). Nakoplenie i vyvedenie radioaktivnogo stroncija u presnovodnyh ryb pri raznyh usloviyah [Accumulation and elimination of radioactive strontium in freshwater fish under different conditions]. Nekotorye problemy gidrobiologii [Some problems of hydrobiology]. Тр. МОИП, деп. биол., Vol. 30, pp. 170–180.

12. Beljajev, V.V. (2001). Nakopychennja ta vyvedennja ceziju-137 z organizmu gidrobiontiv: avtoref. dys. ... kand. byol. nauk: 03.00.10. [Accumulation and excretion of cesium-137 from the body of aquatic organisms: abstract of the dissertation of the candidate of biological sciences: 03.00.10.]. K., 18 p.

13. Volkova, O.M. (2008). Tehnogenni radionuklidy u gidrobiontah vodojm riznogo typu: dys. ... d-ra biol. nauk: 03.00.17 [Man-caused radionuclides in aquatic organisms of reservoirs of different types: dis. Dr. Biol. Science: 03.00.17]. Kyiv, 348 p.

14. Tjutjunyk, Ju.G., Janovs'ka, E.S. (2004). Ekologichna radiogeohimija: navchal'nyj posibnyk [Ecological radiogeochimistry: a textbook]. K.: Kyiv University, 188 p.

15. Volkova, E.N., Beljaev, V.V. (2014). Modelirovanie processov samoochishhenija vodnyh mass ot radioaktivnyh veshhestv [Modeling the processes of self-purification of water masses from radioactive substances]. Jaderna energetika ta dovkillja [Nuclear energy and the environment]. no. 1 (3), pp. 34–38.

16. Volkova, O.M., Beljaev, V.V., Parhomenko, O.O., Pryshljak, S.P. (2014). Parametry rozpodilu radionuklidiv u vodojmah riznogo trofichnogo statusu [Parameters of radionuclide distribution in reservoirs of different trophic status]. Pryroda Zahidnogo Polissja ta pryleglyh terytorij: zb. nauk. pr. /za zag. Red. F. V. Zuzuka [Nature of Western Polissya and adjacent territories: a collection of scientific works / edited by F.V. Zuzuk]. Lutsk: Lesia Ukrainka East European National University, no. 11, pp. 127–132.

17. Kuz'menko, M.I., Romanenko, V.D., Derevec', V.V., Volkova, O.M. (2001). Radionuklidy u vodnyh ekosystemah Ukraïny [Radionuclides in aquatic ecosystems of Ukraine]. Kyiv: Chernobyl interinform, 318 p.

18. 25 rokiv Chornobyl's'koi' katastrofy [25 years of the Chernobyl disaster]. Bezpeka majbutn'ogo: nacional'na dopovid' Ukraïny [Security of the future: a national report of Ukraine]. Kyiv: KIM, 2011, 356 p.

19. Popova, O.A. (1979). Rol' hishhnyh ryb v jekosistemah [The role of predatory fish in ecosystems]. Izmenchivost' ryb presnovodnyh jekosistem [Fish variability in freshwater ecosystems]. M.: Science, pp. 13–47.

20. Beljaev, V.V., Volkova, E.N. (2007). Ocenka postuplennja 137Cs s vodnymi massami v organizm presnovodnyh ryb [Estimation of 137Cs input with water masses into the organism of freshwater fish]. Hydrobiological journal. Vol. 43, no. 3, pp. 112–117.

21. Derzhavni gigijenični normatyvy [State hygienic standards]. Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv 137 Cs i 90 Sr u produktah harchuvannja ta putnij vodi [Permissible levels of 137Cs and 90Sr radionuclides in food and drinking water]. (DR-2006). Kyiv, 13 p.

#### Моделирование динамики накопления <sup>137</sup>Cs пресноводными рыбами

Волкова А.Н., Беляев В.В., Скиба В.В., Пришляк С.П.

Цель исследования – моделирование динамики накопления <sup>137</sup>Cs пресноводными рыбами в условиях гипотетического радиоактивного загрязнения водоемов в разные сезоны года.

Предмет исследования – закономерности накопления <sup>137</sup>Cs рыбами нехищных видов в эвтрофных и олиготрофных водоемах.

Динамику содержания <sup>137</sup>Cs в пресноводных рыбах рассчитывали по содержанию радионуклидов в водных массах. В качестве входного параметра модели накопления радионуклида рыбой использовали результаты моделирования объемной активности <sup>137</sup>Cs в водных массах.

Организм рыб был представлен в виде 3-х независимых камер, связанных только уравнением баланса, при моделировании учитывали сезонные изменения интенсивности питания рыб. Определен параметр, учитывающий вклад интенсивности питания в процесс поступления <sup>137</sup>Cs в организм рыб.

Проанализированы особенности динамики накопления <sup>137</sup>Cs рыбами эвтрофных и олиготрофных водоемов для случаев гипотетического аварийного поступления <sup>137</sup>Cs в экосистемы в начале разных периодов годового жизненного цикла рыб: 1-й – с 1 по 31 марта; 2-й – с 1 по 30 апреля; 3-й – с 1 мая по 19 сентября; 4-й – с 20 сентября по 19 октября; 5-й – с 20 октября по 30 ноября; 6-й (период ледостава) – с 1 декабря по 28 февраля.

Установлено, что для эвтрофного водоема наибольшие уровни содержания <sup>137</sup>Cs в мирных рыбах сформируются в случае поступления <sup>137</sup>Cs в экосистемы весной (варианты 1–3). Максимальные уровни содержания <sup>137</sup>Cs у рыб будут наблюдаться при загрязнении по 3-му варианту. При гипотетическом загрязнении в осенне-зимний период (варианты 4–6) уровни содержания <sup>137</sup>Cs в мирных рыбах будут примерно в 2 раза меньшими, чем при загрязнении водоема весной.

Установлено, что максимальная величина удельной активности <sup>137</sup>Cs у рыб олиготрофного водоема практически не связана с сезоном загрязнения. При этом по вариантам 1–3 уровни загрязнения рыб олиготрофного водоема будут в 1,5–2 раза выше, чем эвтрофного, по вариантам 4–6 – в 3–4 раза выше.

В случае аварийной плотности выпадений <sup>137</sup>Cs на уровне 4 кБк/м<sup>2</sup> на зеркало разнотипных замкнутых водоемов его удельная активность в мирных рыбах превысит установленные в настоящее время допустимые уровни загрязнения рыбной продукции, если плотность выпадений будет в 2 раза меньше (2 кБк/м<sup>2</sup>), уровни накопления <sup>137</sup>Cs рыбами эвтрофных водоемов превысят допустимые нормативы в случае аварийных поступлений в весенний период. Для олиготрофных водоемов гарантированное непревышение установленных нормативов в рыбной продукции возможно при плотности выпадений <sup>137</sup>Cs меньшей, чем 0,5 кБк/м<sup>2</sup>.

**Ключевые слова:** рыбы, моделирование, <sup>137</sup>Cs, удельная активность, гипотетическое загрязнение, водоемы различного трофического статуса.

#### The Simulation of the dynamics of <sup>137</sup>Cs accumulation by freshwater fish

Volkova O., Belyaev V., Skyba V., Pryshljak S.

The study aimed to simulate the dynamics of <sup>137</sup>Cs accumulation by freshwater fish under conditions of hypothetical radioactive contamination of water reservoirs in different seasons.

The subject of research is the regularities of <sup>137</sup>Cs accumulation by non-predatory fish species in eutrophic and oligotrophic water bodies.

The dynamics of the <sup>137</sup>Cs content in freshwater fish was calculated according to the content of radionuclides in water masses. The results of modeling the volumetric activity of <sup>137</sup>Cs in water masses were used as an input parameter for the radionuclide accumulation in fish model. The fish organism was represented in the form of 3 independent related only by the balance equation; seasonal changes in the fish feeding



intensity were taken into account in the modeling. The parameter that takes into account the contribution of the feeding intensity to the process of  $^{137}\text{Cs}$  intake into the fish organism has been determined.

The features of the dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in eutrophic and oligotrophic water bodies fish are analyzed for cases of a hypothetical accidental input of  $^{137}\text{Cs}$  into ecosystems at the beginning of different periods of the annual life cycle of fish: 1st - from 1 to 31 March; 2nd - from 1 to 30 April; 3rd - from May 1 to September 19; 4th - from September 20 to October 19; 5th - from October 20 to November 30; 6th (freeze-up period) - from December 1 to February 28.

The study has found that for a eutrophic water body the highest levels of  $^{137}\text{Cs}$  content in peaceful fish will be formed in the case of  $^{137}\text{Cs}$  entering ecosystems in spring (options 1–3). The maximum levels of  $^{137}\text{Cs}$  content in fish will be observed in the contamination period mentioned in option 3. Under hypothetical pollution in the autumn-winter period (options 4–6), the levels of  $^{137}\text{Cs}$  in peaceful fish will be ap-

proximately 2 times lower than in the case of pollution of the reservoir in spring.

It has been found that the maximum value of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  in fish from an oligotrophic water reservoir is not related to the season of pollution. However, the levels of fish pollution in the oligotrophic reservoir will be 1.5–2 times higher than those of the eutrophic one in options 1–3 and 3–4 times higher in options 4–6 .

In the event of an emergency density of  $^{137}\text{Cs}$  fallout at the level of  $4 \text{ kBq} / \text{m}^2$  on the surface of different types of closed water reservoirs, its specific activity in peaceful fish will exceed the currently established permissible levels of fish products contamination. If the fallout density is twice as low ( $2 \text{ kBq} / \text{m}^2$ ), the accumulation levels  $^{137}\text{Cs}$  by fishes of eutrophic water bodies will exceed the permissible standards in case of emergency inflows in spring. For oligotrophic water reservoirs, the guaranteed non-excess of the established standards in fish products is possible if the  $^{137}\text{Cs}$  fallout density is under  $0.5 \text{ kBq} / \text{m}^2$ .

**Key words:** fish, modeling,  $^{137}\text{Cs}$ , specific activity, hypothetical pollution, reservoirs of different trophic status.



Copyright: Волкова О.М. та ін. © This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.



ORCID iD:

Волкова О.М.

Беляєв В.В.

Скиба В.В.

Пришляк С.П.

<https://orcid.org/0000-0002-5868-4842>

<https://orcid.org/0000-0003-4465-7816>

<https://orcid.org/0000-0002-3605-1147>

<https://orcid.org/0000-0002-3838-3073>