

УДК [574.34:581.526.3](28)(477)

А. А. Явнюк, Н. Л. Шевцова, В. П. Петрусенко,  
Ю. О. Кутлахмедов

**ПРОЦЕСИ ПЕРЕХОДУ  $^{90}\text{Sr}$  ТА  $^{137}\text{Cs}$  МІЖ  
АБІОТИЧНИМИ ТА БІОТИЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ  
ОЗЕР ГЛИБОКЕ ТА ДАЛЕКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ  
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

Проаналізовані особливості динаміки вмісту радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в абіотичних та біотичних компонентах озер Глибоке та Далеке Чорнобильської зони відчуження за допомогою камерних моделей. Зроблено прогноз переходу досліджуваних радіонуклідів зі стоком з водозбірної території водойми до її водних мас та донних відкладів, та накопичення цих радіонуклідів біомасою угруповань очерету звичайного протягом 20 років після 2000 р. Встановлено два часових періоди перерозподілу радіонуклідів в озерних екосистемах — період інтенсивних змін та динамічної рівноваги. Визначено, що  $^{137}\text{Cs}$  накопичується тканинами очерету з більшою швидкістю, ніж  $^{90}\text{Sr}$ . У короткому періоді динамічної рівноваги накопичується майже половина вмісту радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$ , що може перейти до біомаси угруповань очерету за двадцять років.

**Ключові слова:** Чорнобильська зона відчуження, стронцій-90, цезій-137, перерозподіл радіонуклідів, очерет звичайний.

Одним із базових принципів дослідження біологічних та екологічних наслідків радіаційних аварій є аналіз процесів переходу радіонуклідів між окремими компонентами в екосистемі та виявлення ланок їхнього депонування. Моделювання переносу радіонуклідів в екосистемі передбачає два етапи: побудову концептуальної моделі та формування на її основі математичної моделі. Перерозподіл радіонуклідів в екосистемі може бути описано за допомогою камерних моделей, які мають широке застосування в екології та дозволяють адекватно відображати радіоекологічні процеси в екосистемах різної складності [2, 3, 9—11, 16]. У таких моделях ланцюг перенесення радіонуклідів розділено на камери, а процес переходу математично описується звичайним диференціальним рівнянням зі змінними параметрами, які залежать від багатьох факторів, серед яких можуть бути як фізико-хімічні — вторинне пилоутворення, стік з водозбірних територій, тощо, так і біологічні складові — кореневе забруднення, особливості метаболізму, тощо. Змінні параметри визначають взаємодію між камерами, яку задають за допомогою коефіцієнтів, які описують швидкість переходу [2, 10, 16]. При складанні рівнянь математичних моделей припускається, що швидкість перенесення речовини з однієї камери в іншу пропорційна концентрації речовини в ка-

© А. А. Явнюк, Н. Л. Шевцова, В. П. Петрусенко, Ю. О. Кутлахмедов, 2019

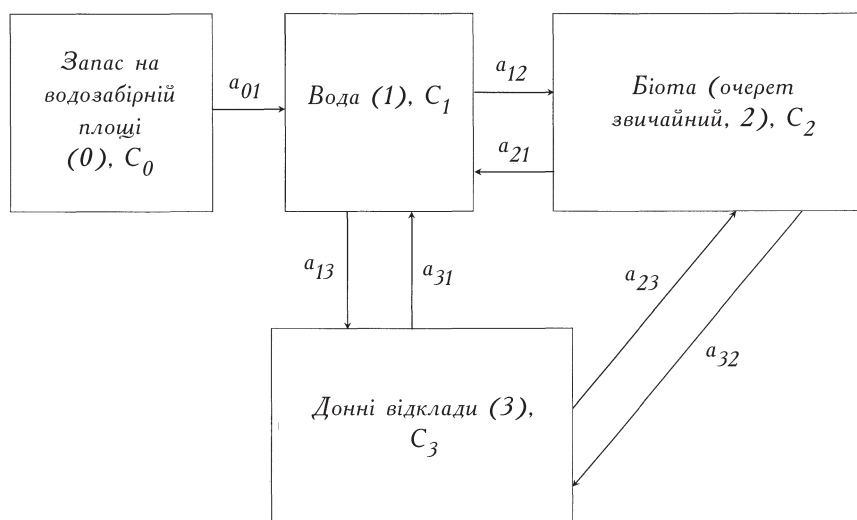
мері джерела. При цьому враховуються загальні втрати, в тому числі за рахунок радіоактивного розпаду та швидкості надходження радіоактивних речовин. Коефіцієнти, як правило, є змінними та розраховуються як швидкість зміни запасів досліджуваних радіоактивних речовин, яка визначається як різниця між активністю, що надходить до камери, та втратами з неї [9, 16]. За основу для розрахунків можуть братися як дані натурних досліджень, так і теоретичні припущення [2, 5, 10, 11].

Метою роботи є дослідження особливостей процесів переходу та розподілу радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  між абіотичними і біотичними компонентами озерних екосистем, на прикладі озер Глибоке та Далеке Чорнобильської зони відчуження.

**Матеріал та методика досліджень.** Для дослідження особливостей перерозподілу радіонуклідів в озерних екосистемах були обрані озера, які розташовані на території Чорнобильської зони відчуження на лівобережній частині заплави р. Прип'яті — озера Глибоке та Далеке. Докладний геоморфологічний, флористичний, геоботанічний та радіоекологічний опис цих водойм представлений у публікаціях [6, 8]. Згідно цих даних, об'єм водних мас оз. Глибоке у 23 рази більший за оз. Далеке. В оз. Глибоке майже половина площі водного дзеркала зайнята макрофітами у співвідношенні повітряно-водних до водних рослин 1 : 4. Характерною особливістю водної екосистеми оз. Глибоке є наявність так званої смуги аномального радіонуклідного забруднення цезієм-137 на межі урізу води [9]. Оз. Далеке, що також знаходиться на території одамбованої ділянки Красненської пойми р. Прип'яті, глибоководне. Площа заростання макрофітами водного дзеркала не перевищує 5%, а основу літоральних заростей складають очеретяно-осокові формації, хоча угруповання очерету звичайного дуже пригнічені [7].

Процес переходу радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  між абіотичними та біотичними компонентами заплавної озерної екосистеми змодельовано методом камерних моделей, що відображується системою диференціальних рівнянь. Розрахунки проводили з використанням ліцензованих програмних продуктів MathCad та Maple. Запропонована модель включає такі камери, як «Стік з водозбірної площі», «Вода», «Біота» (очерет звичайний), «Донні відклади» (рис. 1). Для визначення інтенсивності змін питомої активності радіонуклідів у модельних камерах розраховували кутові коефіцієнти нахилу дотичних до кривих динаміки у періоді інтенсивних змін, як тангенс кутів нахилу дотичних до осі абсцис. Точку дотичної на кривій динаміки визначали у місці перетину з перпендикуляром, проведеним від точки на осі абсцис, яка відповідає напівперіоду інтенсивних змін для кожного досліджуваного показника.

Система диференціальних рівнянь, яка описує перехід радіонуклідів між абіотичними та біотичними компонентами озерної екосистеми, має наступний вигляд:



1. Блок-схема камерної моделі переходу радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у водоймах Чорнобильської зони відчуження.

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -a_{01}C_0 - \lambda C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = a_{01}C_0 - a_{12}C_1 + a_{21}C_2 + a_{31}C_3 - a_{13}C_1 - \lambda C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = a_{12}C_1 - a_{21}C_2 - a_{23}C_2 + a_{32}C_3 - \lambda C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = a_{13}C_1 - a_{31}C_3 + a_{23}C_2 - a_{32}C_3 - \lambda C_3, \end{cases}$$

де:  $a_{01}, a_{12}, a_{21}, a_{23}, a_{32}, a_{13}, a_{31}$  — швидкості переходу радіонуклідів між камерами, рік $^{-1}$ ,  $C_0-C_3$  — активність радіонуклідів, % від загального запасу в екосистемі (у камерах «Стік з водозбірної площі», «Вода», «Біота» (очерет звичайний) та «Донні відклади» відповідно);  $\lambda$  — стала розпаду радіонуклідів, рік $^{-1}$ . Коефіцієнти  $a_{01}, a_{12}, a_{21}, a_{23}, a_{32}, a_{13}$  та  $a_{31}$ , які характеризують швидкість переходу радіонуклідів між камерами, розраховували як частку радіонукліду, яка переходить з однієї камери до іншої за одиницю часу.

За початкові умови для розв'язку систем диференціальних рівнянь брали середні значення частки вмісту радіонуклідів у камері у відсотках від загального запасу в екосистемі оз. Глибоке та Далеке за 2000—2004 рр. [8, 9]. Визначення частки вмісту радіонуклідів у камері «Стік з водозбірної площі» досліджуваних водойм здійснювали, розраховуючи середнє значення за даними річного водного стоку у р. Прип'ять за 2000—2004 рр. [17—19]. Витоковими втратами води з оз. Глибоке та Далеке знехтувано, оскільки незначна частка витоку водних мас практично не впливає на запас радіонуклідів у екосистемах досліджуваних озер. При моделюванні враховували фактор розпаду радіонуклідів.

Асимптотичну стійкість створених моделей оцінювали відповідно до методу Ляпунова [11] у середовищі MathCad. Необхідною умовою стійкості систем диференціальних рівнянь є наявність всіх коренів характеристичних многочленів відповідних матриць з від'ємним знаком. Для аналізу стійкості моделей будували матриці характеристичних многочленів, виводили рівняння відповідних матриць у символній формі та розраховували корені рівняння  $b_1, b_2, b_3, b_4$ .

### Результати досліджень та їх обговорення

На основі аналізу даних щодо розподілу вмісту основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильського походження —  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  — в абіотичних та біотичних компонентах екосистем озер Глибоке та Далеке [1, 6, 8, 12—15] створено камерні моделі поведінки цих радіонуклідів у заплавах озерних екосистемах.

Вихідні дані розподілу основних дозоутворюючих радіонуклідів Чорнобильського походження у абіотичних та біотичних компонентах досліджуваних водойм, необхідні для визначення початкових умов камерних моделей, представлено у таблицях 1 та 2.

На території водозбору та у донних відкладах (ДВ) досліджуваних екосистем знаходиться значна кількість паливних часток із зруйнованого реактора, що зумовлює високу питому радіоактивність не тільки ДВ, але й води. Наприклад, у воді оз. Глибоке зареєстровані найвищі показники питомої радіоактивності  $^{90}\text{Sr}$  — від 100 до 200 Бк/л [1], що здебільшого обумов-

#### 1. Вміст радіонуклідів $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ в компонентах озер Глибоке та Далеке, МБк [8]

Компоненти	Оз. Глибоке		Оз. Далеке	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Донні відклади	962 000	444 000	51 800	37 000
Вода	6200	50 900	236	1650
Біота	4598	3035	155	96
Очерет звичайний	1459	260	42	4
Всього, з урахуванням надходження радіонуклідів зі стоку з водозбірної території	1 272 798	562 935	68 191	46 246

#### 2. Середньорічне надходження радіонуклідів $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ до річки Прип'ять, ТБк, за 2000—2004 рр. [12—15]

Джерело надходження	Радіонукліди	2000 р.	2001 р.	2002 р.	2003 р.	2004 р.
Стік у річку	$^{137}\text{Cs}$	1,52	1,66	0,97	0,54	2,08
Прип'ять у межах ЧЗВ	$^{90}\text{Sr}$	3,04	3,17	2,34	2,07	0,93

### 3. Швидкості переходу $a_{nm}$ радіонуклідів $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ між камерами екосистем озер Глибоке та Далеке, рік<sup>-1</sup>

$a_{nm}$	Камери, між якими відбувається перехід радіонуклідів	Оз. Глибоке		Оз. Далеке	
		$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
$a_{01}$	«Стік з водозабірної площі» → «Вода»	2,00E-3	1,00E-2	1,70E-3	1,00E-2
$a_{12}$	«Вода» → «Біота» (очерет звичайний)	5,20E-1	2,50E-3	5,10E-1	3,00E-3
$a_{21}$	«Біота» (очерет звичайний) → «Вода»	1,00E-2	2,00E-2	1,00E-2	1,00E-2
$a_{23}$	«Біота» (очерет звичайний) → «ДВ»	4,00E-2	1,00E-2	4,00E-2	2,00E-2
$a_{32}$	«ДВ» → «Біота» (очерет звичайний)	4,00E-5	7,00E-4	4,00E-5	4,00E-4
$a_{31}$	«Вода» → «ДВ»	6,00E-4	8,00E-3	6,00E-4	9,00E-3
$a_{13}$	«ДВ» → «Вода»	2,00E-2	3,00E-1	2,00E-2	3,20E-1

люється руйнуванням паливним часток та поступовим вилюговуванням радіонуклідів [1, 8].

Нами розраховані швидкості переходу радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  між компонентами екосистем озер Глибоке та Далеке ЧЗВ (табл. 3).

Зміна активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у камерах «Стік з водозабірної площі», «Вода», «Біота» (очерет звичайний) та «Донні відклади» озер Глибоке та Далеке змодельована за допомогою систем диференційних рівнянь.

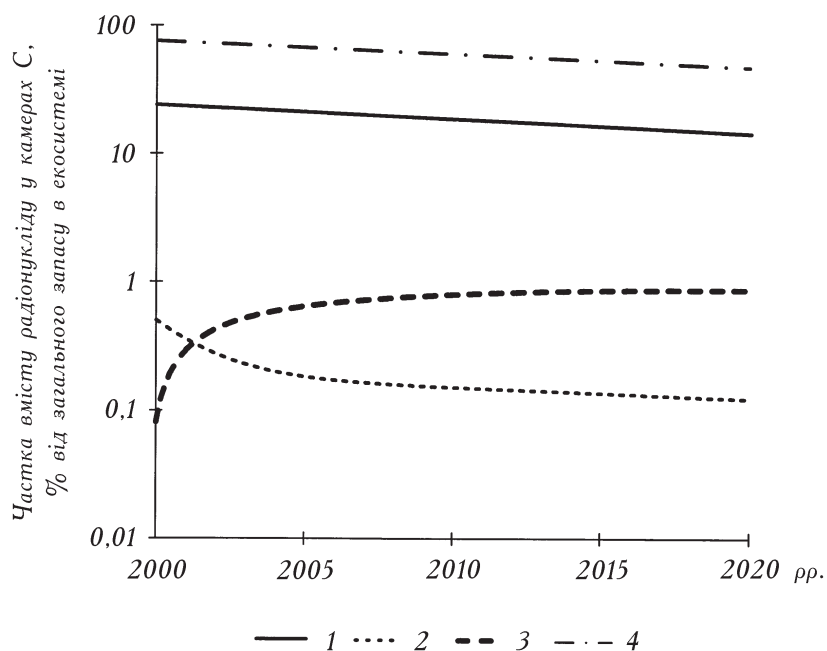
Логарифмовані криві прогнозу розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у відповідних камерах моделі для оз. Глибоке, з початковими умовами:  $C_0(0) = 23,82\%$ ;  $C_1(0) = 0,50\%$ ;  $C_2(0) = 0,08\%$ ;  $C_3(0) = 75,60\%$ , наведено на рисунку 2.

Результати розв'язання системи диференційних рівнянь, яка характеризує поведінку  $^{90}\text{Sr}$  у камерах оз. Глибоке, з початковими умовами  $C_0(0) = 12,07\%$ ;  $C_1(0) = 9,00\%$ ;  $C_2(0) = 0,03\%$ ;  $C_3(0) = 78,90\%$ , відображено на рисунку 3.

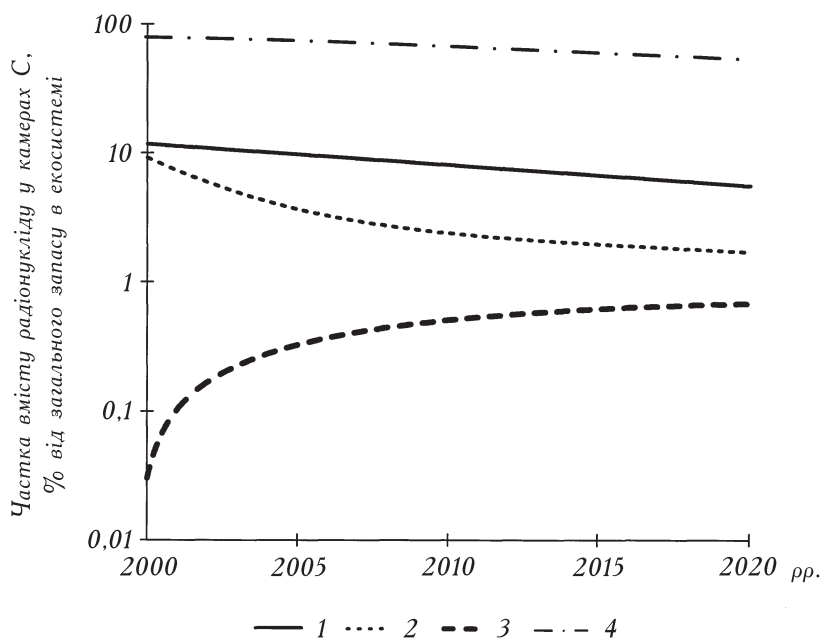
Аналогічним чином змодельовано поведінку  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у камерах оз. Далеке (відповідно рис. 4 та 5).

Результати розв'язання системи рівнянь, яка описує поведінку  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах оз. Далеке, з початковими умовами  $C_0(0) = 23,66\%$ ;  $C_1(0) = 0,3\%$ ;  $C_2(0) = 0,04\%$ ;  $C_3(0) = 76\%$ , наведено на рисунку 4.

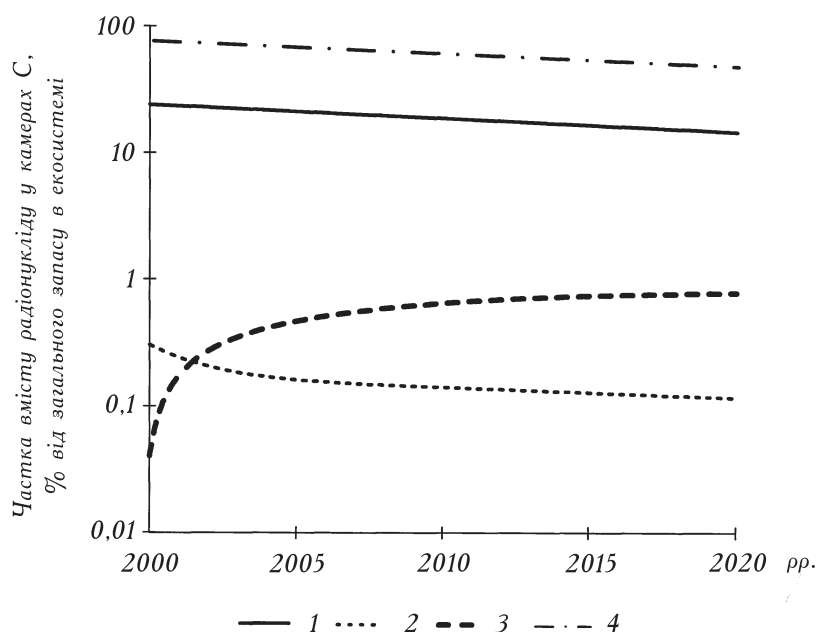
Результати розв'язання системи рівнянь для радіонукліду  $^{90}\text{Sr}$ , з початковими умовами  $C_0(0) = 16,39\%$ ;  $C_1(0) = 3,60\%$ ;  $C_2(0) = 0,006\%$ ;  $C_3(0) = 80,00\%$ , наведено на рисунку 5.



2. Прогноз розподілу  $^{137}\text{Cs}$  між абіотичними та біотичними компонентами оз. Глибоке. Тут і на рис. 3—5: 1 — Запас на водозбірній площі ( $C_0$ ), 2 — Вода ( $C_1$ ), 3 — Біота (очерет звичайний,  $C_2$ ), 4 — Донні відклади ( $C_3$ ).



3. Прогноз розподілу  $^{90}\text{Sr}$  між абіотичними та біотичними компонентами оз. Глибоке.

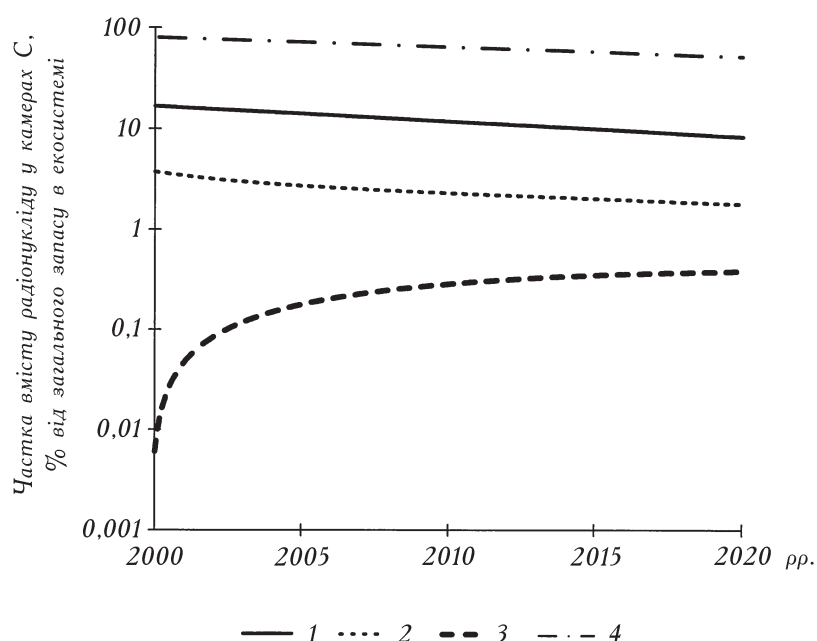


4. Прогноз розподілу  $^{137}\text{Cs}$  між абіотичними та біотичними компонентами оз. Далекє.

Результати моделювання поведінки радіонуклідів показали, що логарифмовані криві, які описують зміну активності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  за 20-річний період, характеризуються двома часовими періодами — періодом інтенсивної зміни (ІЗ) радіоактивності у камері та періодом виходу цього показника на плато (динамічної рівноваги — ДР) (табл. 4, див. рис. 2—5).

Радіонуклід  $^{137}\text{Cs}$  має короткі періоди ІЗ радіоактивності як для камери «Вода», так і для камери «Біота», що скоріше за все пов'язано з великою часткою його рухливих фізико-хімічних форм знаходження у воді [4] та його високою біодоступністю [3]. Для радіонукліду  $^{90}\text{Sr}$  тривалість періоду ІЗ майже у два рази перевищує тривалість цього періоду для радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  і для камери «Вода» складає приблизно половину змодельованого часу спостереження. Для камери «Біота» тривалість періоду ІЗ вмісту радіонукліду  $^{90}\text{Sr}$  становить одну п'яту (оз. Глибоке) та одну четверту (оз. Далекє) частину від модельного часу спостереження.

Для визначення інтенсивності зміни вмісту радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у камерах «Вода» та «Біота» було розраховано кутові коефіцієнти дотичних у точці, відповідної до значення напівперіоду ІЗ до графіків кривих динаміки вмісту цих радіонуклідів у періодах ІЗ (див. рис. 2—5). Кутовий коефіцієнт, чи тангенс куту нахилу дотичної до кривих динаміки вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у досліджуваних камерах, є похідним функції зміни запасу радіонуклідів у камері з часом.



5. Прогноз розподілу  $^{90}\text{Sr}$  між абіотичними та біотичними компонентами оз. Далеке.

**4. Тривалість періодів переходу радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  між камерами «Вода» та «Біота» озер Глибоке та Далеке, роки**

Радіонукліди	Вода		Біота (очерет звичайний)	
	період інтенсивної зміни	період динамічної рівноваги	період інтенсивної зміни	період динамічної рівноваги
Оз. Глибоке				
$^{137}\text{Cs}$	5	15	2,5	17,5
$^{90}\text{Sr}$	11	9	4	16
Оз. Далеке				
$^{137}\text{Cs}$	5	15	4	16
$^{90}\text{Sr}$	9	11	5,5	14,5

Зміна значень кутового коефіцієнта впродовж періоду ІЗ свідчить про доволі швидке зниження вмісту радіонуклідів у камері «Вода» та стрімке зростання — у камері «Біота» (очерет звичайний) (табл. 5), порівняно з значеннями цих коефіцієнтів у камерах «Стік з водозбірної площі» та «Донні відклади», які демонструють повільне зниження вмісту досліджуваних радіонуклідів у цих камерах — тангенс кутів нахилу кривих вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у цих камерах не перевищують значення 0,05 (табл. 5). Швидкість зміни вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у камерах як «Вода», так і «Біота» майже у



### 5. Кутові коефіцієнти нахилу дотичних до графіків динаміки вмісту $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ у компонентах озер Глибоке та Далеке

Радионукліди	Вода		Біота (очерет звичайний)	
	період інтенсивної зміни	період динамічної рівноваги	період інтенсивної зміни	період динамічної рівноваги
Оз. Глибоке				
$^{37}\text{Cs}$	-0,55	-0,04	1,54	0,03
$^{90}\text{Sr}$	-0,24	-0,03	0,81	0,02
Оз. Далеке				
$^{37}\text{Cs}$	-0,25	-0,04	0,78	0,02
$^{90}\text{Sr}$	-0,13	-0,03	0,42	0,02

два рази більше для камер оз. Глибоке, ніж для камер оз. Далеке. Звертає на себе увагу те, що незалежно від модельної екосистеми відношення значень куткових коефіцієнтів радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  становить 2 : 1 (див. табл. 5).

Якщо порівняти показники швидкості переходу радіонуклідів з камери «Вода» до камери «Біота» (див. табл. 1), тривалості періодів змін вмісту радіонуклідів у цих камерах та інтенсивності цих змін, то можна визначити, що всі вищезазначені показники мають приблизне відношення  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  як 2 : 1, за виключенням тривалості періоду ІЗ у камері «Біота». Але у досліджених модельних екосистемах поведінка радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в камері «Біота» відрізняється за тривалістю періодів ІЗ та інтенсивністю зміни вмісту цих радіонуклідів у камері. В оз. Глибоке ця тривалість найменша, а інтенсивність зміни вмісту радіонуклідів найбільша (див. табл. 4, 5).

Згідно побудованих математичних моделей, вміст як  $^{137}\text{Cs}$ , так і  $^{90}\text{Sr}$ , які надходять зі стоку з водозбірної площі ЧЗВ до води озер Глибоке та Далеке, протягом досліджуваного періоду, від 2000 до 2020 р., знижується майже наполовину (табл. 6). При цьому вміст  $^{137}\text{Cs}$ , який надходить зі стоку з водозбірної площі до води оз. Глибоке, є у середньому у 2,3 разу вищим порівняно з  $^{90}\text{Sr}$ , а у випадку оз. Далеке — в середньому у 1,6 разу.

Вміст  $^{137}\text{Cs}$  у воді оз. Глибоке у період ІЗ, порівняно з початковими умовами, суттєво знижується — майже у 3 рази, а у випадку оз. Далеке — у 2, а у кінці періоду ДР в обох випадках — у 1,5 разу. Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді оз. Глибоке знижується у 4 рази, а у випадку оз. Далеке — лише у 1,6 в кінці періоду ІЗ, але до кінця модельного 20-річного періоду, в обох випадках цей показник зменшується у 1,3 разу (див. табл. 6).

Змодельована динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у донних відкладах характеризується 25—28%-вим зниженням за 20-річний модельний період для обох модельних озерних екосистем.

### 6. Динаміка вмісту $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ у компонентах озер Глибоке та Далеке, % від загального запасу в екосистемі

Радіонукліди	Компоненти	Оз. Глибоке			Оз. Далеке		
		початкові умови	кінець періоду інтенсивної зміни	кінцеві значення	початкові умови	кінець періоду інтенсивної зміни	кінцеві значення
$^{137}\text{Cs}$	СВП	23,82	14,45		23,66	14,44	
	Вода	0,50	0,18	0,12	0,30	0,16	0,11
	Біота	0,08	0,47	0,88	0,04	0,41	0,78
$^{90}\text{Sr}$	ДВ	75,60	47,68		76,00	47,80	
	ПС	12,07	5,76		16,39	8,14	
	Вода	9,00	2,28	1,71	3,60	2,29	1,73
	Біота	0,03	0,28	0,68	0,006	0,13	0,40
	ДВ	78,90	53,73		80,00	51,63	

Таким чином, у встановленому періоді ІЗ в модельній екосистемі оз. Глибоке протягом 2,5 років з дуже високою інтенсивністю у біоті накопичується майже 59%  $^{137}\text{Cs}$  та 43%  $^{90}\text{Sr}$  від загального запасу у біоті, а в озерній екосистемі оз. Далеке за 4 роки першого періоду — відповідно 55 та 32%. Вміст досліджуваних радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у воді модельної екосистеми оз. Глибоке зменшується доволі швидко та на кінець періоду ІЗ становить відповідно 36 та 25% від початкового значення. Повільніше цей процес відбувається у екосистемі оз. Далеке, де у камері «Вода» залишається відповідно 53 та 64% радіонуклідів. Такі відмінності у поведінці радіонуклідів можна пояснити відмінностями вибраних модельних екосистем, які відрізняються як за об'ємом водних мас, так і за площею покриття водного дзеркала та співвідношенням екологічних груп вищих водяних рослин [6].

Необхідною умовою стійкості систем диференціальних рівнянь досліджуваних моделей за Ляпуновим [24] є наявність всіх коренів характеристичних многочленів відповідних матриць з від'ємним знаком. Асимптотична стійкість моделей підтверджена відповідними розрахунками у середовищі MathCAD. Після перетворень системи диференціальних рівнянь динаміки вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах оз. Глибоке за допомогою засобів MathCAD у матрицю характеристичних многочленів та виведення її характеристичного рівняння у символній формі було розраховано корені цього рівняння.

Корені характеристичних многочленів відповідних матриць наведено в таблиці 7.

Створені камерні моделі поведінки  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у компонентах озер Глибоке та Далеке є асимптотично стійкими, що підтверджено від'ємними розрахунковими значеннями коренів  $\alpha'_n$  відповідних характеристичних рівнянь (див. рис. 6, табл. 7). На стійкість системи можуть впливати різноманітні фактори, такі як кліматичні, гідрологічні та геологічні умови.

### 7. Корені характеристичних многочленів $b'_n$ матриць систем диференційних рівнянь поведінки $^{90}\text{Sr}$ та $^{137}\text{Cs}$ у компонентах озер Глибоке та Далеке

Радіонукліди	$\alpha'_n$			
	$\alpha'_1$	$\alpha'_2$	$\alpha'_3$	$\alpha'_4$
Оз. Глибоке				
$^{137}\text{Cs}$	-0,06	-0,03	-0,02	-0,57
$^{90}\text{Sr}$	-0,04	-0,33	-0,02	-0,05
Оз. Далеке				
$^{137}\text{Cs}$	-0,06	-0,56	-0,02	-0,02
$^{90}\text{Sr}$	-0,03	-0,36	-0,02	-0,06

#### Висновки

Виконано моделювання динаміки накопичення  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у абіотичних та біотичних компонентах озерних екосистем Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Моделювання процесів розподілу  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  між абіотичними та біотичними компонентами озерних екосистем у ЧЗВ упродовж 2000—2020 рр. виявило два часових періоди — інтенсивних змін та динамічної рівноваги, тривалістю відповідно від 2,5—5 та 9—17 років.

Протягом періоду інтенсивної зміни спостерігалось суттєве зниження частки вмісту радіонуклідів у водному середовищі озер. Це обумовлене, в першу чергу, накопиченням радіонуклідів, особливо  $^{137}\text{Cs}$ , у макрофітах, депонуванням радіонуклідів у донних відкладах та розпадом  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . У цей період вміст  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді оз. Глибоке знижується відповідно у 2 та 5 разів інтенсивніше порівняно з оз. Далеким.

Протягом періоду інтенсивної зміни в обох модельних екосистемах з різним об'ємом води та геоморфологією вміст  $^{137}\text{Cs}$  у камері «Біота» (очерет звичайний) досягає більш ніж половини того вмісту, який може накопичитись протягом 20 модельних років. У випадку  $^{90}\text{Sr}$  така частка сягає 1/3 загального вмісту радіонукліда у біоті.

У досліджених модельних екосистемах поведінка радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в камері «Біота» відрізняється як за тривалістю періодів «інтенсивної зміни», так і за інтенсивністю зміни вмісту цих радіонуклідів у камері. В оз. Глибоке ця тривалість найменша, а інтенсивність зміни вмісту радіонуклідів найбільша. Вірогідно, це пояснюється різним співвідношенням плейстофітів та гелофітів у проективному покритті водного дзеркала озер Глибоке та Далеке. В оз. Глибоке площа водного дзеркала, зайнята гелофітами, у 4 рази менша за площу заростей плейстофітів, які інтенсивно акумулюють радіонукліди з води. У період динамічної рівноваги вміст радіонуклідів у біомасі рослин змінюється повільно.

Аналіз стійкості створених камерних моделей поведінки  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у абіотичних та біотичних компонентах озер Глибоке та Далеке показав, що дані моделі є стійкими — розрахункові значення коренів характеристичних многочленів матриць диференційних рівнянь  $b_n$  становлять  $-0,02$  —  $-0,57$ .

Отримані результати можуть бути використані при оцінці екологічних ризиків, прогнозуванні негативних наслідків радіонуклідного забруднення для гідробіонтів та для розробки заходів щодо реабілітації прісноводних екосистем, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи.

\*\*

*В статье приведены камерные модели динамики содержания радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в абиотических и биотических компонентах озер Глубокое и Далекое Чернобыльской зоны отчуждения, в процентах от общего запаса в экосистемах. Сделан прогноз перехода исследуемых радионуклидов из стока с водосборной территории в воду, их накопления биомассой тростника обыкновенного, а также динамики активности в донных отложениях на протяжении 20 лет после 2000 г. Рассчитано два периода перераспределения радионуклидов — период интенсивных изменений и динамического равновесия. Установлено, что  $^{137}\text{Cs}$  накапливается тканями тростника интенсивнее  $^{90}\text{Sr}$ , но доля  $^{90}\text{Sr}$ , высвобождающегося из воды, больше доли  $^{137}\text{Cs}$ . Процессы перехода и распределения радионуклидов в компонентах оз. Глубокое происходят быстрее, чем в оз. Далекое, что может быть связано с на порядок большим объемом водных масс, большими площадями проективного покрытия и разнообразием водной растительности, а также с гидрологическими и гидрографическими особенностями.*

\*\*

*The article presents chamber models of  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  radionuclide content dynamics in abiotic and biotic components of the Glubokoe and Dalekoye estuaries of the Chernobyl exclusion zone, as a percentage of the total reserve in ecosystems. A forecast is made for the transition of the investigated radionuclides from the drain from the water intake territory to the water, their accumulation by the biomass of the reed population, and also the dynamics of radioactivity in the bottom sediments for 20 years after 2000. Two periods of redistribution of radionuclides are calculated — a period of intensive change and of dynamic equilibrium. It has been established that  $^{137}\text{Cs}$  accumulate with cane tissues more intensively than  $^{90}\text{Sr}$ , but the fraction of  $^{90}\text{Sr}$  released from water is greater than  $^{137}\text{Cs}$ . The processes of transition and distribution of radionuclides in the components of the lake. Deep occur faster than in the lake. Far from that, it can be associated with large order of water masses, large areas of projective cover and a variety of aquatic vegetation, as well as hydrological and hydrographic features.*

\*\*

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. — К.: Атіка, 2006. — 224 с.
2. Бачурин А. А. Математическое описание динамики накопления радионуклидов морскими организмами // Проблемы радиоэкологии водных организмов. — 1971. — С. 200—204.
3. Волкова О. М., Беляев В. В., Пришляк С. П. и др. Особенности формирования радионуклидного загрязнения высших водных растений Киевского

- водохранилища // Ядерна фізика та енергетика. — 2012. — Т. 13, № 2. — С. 130—165.
4. *Георгиевский В. Б.* Экологические и дозовые модели при радиационных авариях. — Киев: Наук. думка, 1994. — 235 с.
  5. *Гудков Д. И., Зуб Л. Н. Савицкий А.Л. и др.* Макрофиты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: формирование растительных сообществ и особенности радионуклидного загрязнения в условиях левобережной поймы р. Припяти // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 6. — С. 64—81.
  6. *Гудков Д. И., Ужевская С. Ф. Назаров А. Б. и др.* Поражение тростника галлообразующими членистоногими в водоемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Там же. — 2006. — Т. 41, № 5. — С. 92—99.
  7. *Кузьменко М. І., Гудков Д. І., Кіреєв С. І. та ін.* Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. — К.: Наук. думка, 2010. — 262 с.
  8. *Матвєєва І. В., Кутлахмедов Ю. О., Ісаєнко В. М., Криворотько В. М.* Порівняння радіоекологічних процесів на прикладі сіл, забруднених  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ , оцінених за методом камерних моделей // Ядерна фізика та енергетика. — 2006. — Т. 18, № 2. — С. 73—77.
  9. *Методология систематизации и адаптации моделирующей прогнозно-аналитической системы для создания мер по снижению негативных эффектов для экосистем и населения / Под общ. ред. В. П. Зотова, Ю. А. Кутлахмедова.* — Киев.: Медэкол-МНИЦ Био-Экосистем, 2003. — 216 с.
  10. *Петрусенко В. П., Шмаков І. П., Кутлахмедов Ю. О.* Аналіз стійкості динамічної моделі екосистеми щодо міграції радіонуклідів // Ядерна фізика та енергетика. — 2008. — Т. 23, № 1. — С. 73—77.
  11. *Радіаційний стан Зони відчуження в 2001 році // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення.* — 2001. — № 17. — С. 5—19.
  12. *Радіаційний стан Зони відчуження в 2002 році // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення.* — 2002. — № 1 (19). — С. 3—31.
  13. *Радіаційний стан Зони відчуження в 2003 році // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного відселення.* — 2004. — № 1 (23). — С. 6—32.
  14. *Радіаційний стан Зони відчуження в 2005 році // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення.* — 2006. — Т. 27, № 1. — С. 5—24.
  15. *Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D. et al.* Physicochemical forms of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone // J. Environ. Radioactivity. — 2014. — Vol. 127. — P. 176—181.
  16. *Kutlakhmedov Yu. O., Yavnyuk A. A.* Radionuclides Behaviour Modelling of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Glyboke and Daleke Lakes of Chernobyl Exclusion Zone // Proc. of the NAU. — 2013. — Vol. 54, N 1. — P. 101—105.