

О. М. Волкова¹, В. В. Беляєв^{1,*}, С. П. Пришляк¹, В. В. Скиба²¹ Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна² Білоцерківський національний аграрний університет, Біла Церква, Київська обл., Україна*Відповідальний автор: belyaev-vv@ukr.net**МОДЕЛЮВАННЯ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН ПРІ АВАРІЙНОМУ ЗАБРУДНЕННІ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ^a**

За допомогою камерних моделей динаміки ^{90}Sr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$, $^{141,144}\text{Ce}$ у водних масах та рослинах оцінювали ефективність вилучення надземних органів повітряно-водних рослин після разового аварійного надходження радіоактивних випадін до рибогосподарських водойм з різним ступенем заростання. Розрахунки виконували для п'яти моментів часу гіпотетичних випадін, які обрали з урахуванням домінантних механізмів надходження радіонуклідів до рослин та стадії розвитку фітомаси. Найбільш ефективним для дезактивації водойм буде вилучення надземних органів рослин упродовж 1–3 діб після випадін (до 40 % кожного радіонукліда, що надійшли до екосистеми) за умов забруднення екосистеми з 1 липня до 1 вересня, тобто у період формування максимальної надземної фітомаси. З плином часу активність радіонуклідів, зосереджених у надземних органах, буде швидко зменшуватися, і видалення рослин через 10 діб після випадін дасть змогу вилучити з екосистеми не більше, ніж 17 % $^{103,106}\text{Ru}$, близько 20 % ^{90}Sr і $^{134,137}\text{Cs}$ та 27 % $^{141,144}\text{Ce}$; через 30 діб – відповідно не більше, ніж 7, 10 та 24 % від загальної кількості зазначених радіонуклідів.

Ключові слова: моделювання, рибогосподарські водойми, радіонукліди, повітряно-водні рослини, фітодезактивація.

1. Вступ

Воєнні дії на території України зумовлюють зростання ризиків надходження до оточуючого середовища радіоактивних елементів через загрозу руйнування підприємств ядерного паливного циклу або застосування ядерної зброї. Зазначене загострює актуальність пошуків ефективних методів очищення водних екосистем від аварійних надходжень радіонуклідів. Одним з перспективних заходів дезактивації рибогосподарських водойм вважається метод фітодезактивації [1–3], який у деяких випадках передбачає видалення вищих водних рослин і ґрунтується на здатності представників водної флори накопичувати радіонукліди з водного середовища. Перевага зазначеного методу полягає ще й у тому, що викошування повітряно-водних рослин (ПВР) є необхідним елементом експлуатації рибогосподарських ставків [4]. У той же час, необхідно враховувати, що ПВР накопичують радіонукліди у надземних та підземних органах, і при видаленні надземних органів радіоактивні речовини, зосереджені у підземних, залишаються в екосистемі водойми. Тому метою роботи була оцінка ефективності вилучення надземних органів ПВР після разового аварійного надходження радіонуклідів до рибогосподарських водойм, які характеризуються різним ступенем заростання.

2. Методи досліджень

Оскільки у рибогосподарських водоймах Полісся та лісостепу України серед вищих водних рослин, як правило, за біомасою домінують очерет звичайний та рогіз вузьколистий, розрахунки виконували для випадку видалення надземних органів зазначених видів. У фітомасі оцінювали активність ^{90}Sr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$, $^{141,144}\text{Ce}$, які, за даними [5, 6], після розпаду короткоіснуючих ізотопів чорнобильського викиду, переважно формували радіонуклідне забруднення водної флори.

У першому наближенні обмін речовини між об'єктом та навколишнім середовищем (однокамерна модель) описують диференціальним рівнянням:

$$dA(t)/dt = -pA(t) + V, \quad (1)$$

де $A(t)$ – активність; p – швидкість зменшення активності; V – надходження (потік) активності до камери за час dt ; t – час; розмірність $1/p$ та t однакова, також однакова розмірність pA та V .

За сталих параметрів (p , V) та початкових умов $A(t) = A(0)$ при $t = 0$, аналітичний розв'язок рівняння (1) має вигляд:

$$A(t) = A(0)\exp(-pt) + V/p(1 - \exp(-pt)). \quad (2)$$

© Автор(и), 2026

Стаття опублікована ІЯД НАН України за умовами відкритого доступу за ліцензією CC BY-NC 4.0

^a Представлено на XXXII Щорічній науковій конференції Інституту ядерних досліджень НАН України, Київ, 26–30 травня 2025 р.

Наведена величина $A(t)$ може використовуватися для опису зміни маси, кількості речовини або активності. Зазвичай рівняння наведеного типу використовують для опису речовини, масою якої в межах камери можна знехтувати. При обчисленні величин питомої або об'ємної активності потрібно враховувати процеси зміни маси або об'єму камери. У рамках наведених рівнянь (1) і (2) величини p та V описують обмін за рахунок будь-яких процесів.

Моделювання проводилось окремо для кожного радіонукліда, тому в рамках опису моделі термін активність (питома активність) використовується в розумінні активність одного радіонукліда.

Експериментальними дослідженнями [7–14] показано, що динаміка активності гідробіонтів або водних мас водойми краще описується, якщо об'єкт представляти у вигляді двох–трьох камер,

$$A_w(t + \Delta t) = \sum [A_{wi}(t) \exp(-0,693\Delta t / T_i) \pm A_i \Delta A p(t)], \quad i = 1,2, \quad (3)$$

$$A_w(0) = A_a(1 - zy(t))H^{-1}, \quad (4)$$

де $A_w(t + \Delta t)$ – об'ємна активність водних мас у момент часу $t + \Delta t$, Бк/л; T_i – парціальний період напівочищення водних мас, доба; $A_{wi}(t)$ – об'ємна активність водних мас у i -тій камері, Бк/л; A_i – частка активності радіонукліда, яка надходить до i -тої камери; t – час, доба; $\Delta A p$ – нормоване накопичення/виведення радіонукліда гелофітами, Бк/л; розмірності T_i та t однакові; A_a – щільність радіоактивних випадінь, кБк/м²; z – заростання, частка; $y(t)$ – проектне перекриття, частка; H – середня глибина водойми, м.

$$A_h(t + \Delta t) = \sum [A_{hj}(t) \exp(-0,693\Delta t / T_j) + V \Delta t A_j A_w(t)], \quad j = 1,2, \quad (5)$$

$$A_h(0) = 1000 A_a y(t) [m_h(max) m_h(t)]^{-1}, \quad (6)$$

де $A_h(t)$ – питома активність рослин, Бк/кг; $A_w(t)$ – об'ємна активність водних мас у момент часу t , Бк/л; T_j – парціальний період напівочищення рослин, доба; $A_{hj}(t)$ – питома активність j -тої камери рослини, Бк/кг; A_j – частка активності радіонукліда, яка надходить до j -тої камери; V – потік (надходження) радіонукліда до рослини за час Δt , (л/кг)доба⁻¹; $m_h(max)$ – максимальна фітомаса надземних органів рослин або фітомаса у пік вегетації, кг/м²; $m_h(t)$ – відносна фітомаса, частка; розмірності T_j та t однакові.

$\Delta A p$ розраховували за фітомасою та питомою активністю рослин (7), V – за величиною коефіцієнта накопичення (K_n) радіонукліда рослинами (8).

пов'язаних між собою тільки рівнянням балансу. Тому при моделюванні водні маси або рослини уявляли у вигляді двох камер. Розрахунки проводили покроково для кожної камери окремо з наступним сумуванням по об'єкту, тобто послідовно використовували рівняння (2) для розрахунку активності водних мас (3) та надземної частини рослин (5). Такий підхід дає змогу моделювати активність об'єкта при змінних параметрах p та V у припущенні, що протягом кроку Δt величини p та V сталі. Величина кроку обрана такою, що дорівнює одній добі. Надходження радіонукліда до рослини протягом кроку обирали пропорційним об'ємній активності водних мас, одночасно враховуючи поглинання або виведення радіонукліда фітомасою. Моделювання активності лише надземних органів визначалося метою роботи.

$$\Delta A p(t) = 10^{-3} \Delta A_h(t) m_h(max) m_h(t) z S / (SH), \quad (7)$$

$$V = K_n \left(\sum A_j T_j / \ln(2) \right)^{-1}, \quad j = 1,2, \quad (8)$$

де S – площа водойми, м².

Середня глибина водойми прийнята 3 м, максимальна фітомаса надземних органів ПВР – 1,3 кг/м² повітряно-сухої маси. Значення параметрів моделей наведено у табл. 1–3. Для спрощення розрахунки проводили на одиницю площі у відносних одиницях (відносно щільності первинних випадінь). Детальне обґрунтування обраних параметрів наведено у [13–17]. Вважали, що між моментами часу, наведених у табл. 3, показники фітомаси або проектного перекриття змінюються лінійно.

Таблиця 1. Параметри обміну радіонуклідів у системі «вода – навколишнє середовище»

Радіонукліди	A_1	T_1 , років	A_2	T_2 , років
⁹⁰ Sr	0,95	1,2	0,05	8,0
¹⁰³ Ru, ¹⁰⁶ Ru	0,95	0,367	0,05	6,86
¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	0,99	0,6	0,01	20,0
¹⁴¹ Ce, ¹⁴⁴ Ce	0,95	0,367	0,05	3,95

Таблиця 2. Параметри обміну радіонуклідів у системі «рослина – навколишнє середовище»

Радіонукліди	A_1	T_1 , діб	A_2	T_2 , діб	K_n
⁹⁰ Sr	0,5	3,8	0,5	30	160
¹⁰³ Ru, ¹⁰⁶ Ru	0,5	3,8	0,5	20	210
¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	0,5	4,6	0,5	30	200
¹⁴¹ Ce, ¹⁴⁴ Ce	0,5	3,8	0,5	60	2000

Таблиця 3. Надземна біомаса і проєктивне покриття в заростях ПВР, % від максимальних величин

Дата	Надземна біомаса	Проєктивне покриття
До 15 квітня	0	0
1 травня	20	20
1 червня	50	100
1 липня	100	100
15 вересня	100	100
1 жовтня	90	100
15 жовтня	80	80
1 листопада	0	0

Враховуючи непередбачуваність виникнення аварійних ситуацій, часові періоди надходження гіпотетичних забруднень обирали за [13, 14], де авторами розглянуто п'ять типових сценаріїв випадіння радіонуклідів на поверхню водойм: 1 – радіоактивні речовини потрапляють до водойми за 2 місяці до початку вегетації (15 лютого); 2 – за 1 місяць до початку вегетації (15 березня); 3 – на початку вегетації (15 квітня); 4 – через 1 місяць після початку вегетації (15 травня); 5 – у пік вегетації (1 серпня). Момент разового забруднення водойми обраний з урахуванням механізмів надходження радіонуклідів до рослинних організмів та стадії розвитку фітомаси. Радіонукліди, що випали на дзеркало водойми до початку вегетації рослин (сценарії 1–3), будуть накопичуватися хронічно з водних мас, а у разі їхнього випадіння на вегетуючу рослинність (сценарії 4–5) – надходити до рослин не тільки хронічно з водних мас, а й з повітря у момент випадіння радіоактивних аерозолів.

Розрахунки виконували для випадків заростання ставків ПВР 10, 20, 30 і 40 %.

Невизначеність отриманих результатів у найбільшому ступені залежить від величин K_n , A_j та T_j . Обрані K_n ізотопів церію [18] є максимальними величинами K_n радіонуклідів у ПВР. Вибір максимальних величин K_n радіонуклідів церію зумовлений ще й тим, що після аварії на ЧАЕС у водних рослин відзначені дуже високі рівні накопичення $^{141,144}\text{Ce}$ [5, 10], а у рослин усіх екологічних груп Київського водосховища ^{144}Ce реєстрували до 1992 р., у водоймах зони відчуження ЧАЕС – до 1995 р. І якщо накопичення радіонуклідів церію ПВР можна пояснити їхнім надходженням з донних відкладів, то до занурених рослин ці радіонукліди можуть надходити тільки з водних мас. Таким чином, результати, отримані для ^{144}Ce , будуть максимальною оцінкою вилучення радіонуклідів з водойми при видаленні надземних органів ПВР. K_n ^{90}Sr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$ обрані на підставі середніх значень, отриманих у результаті натурних досліджень, і для окремих водойм можуть відрізнятися у 2–3 рази. У роботі передбачалося, що радіонукліди надходять до

водойми у водорозчинній, тобто найбільш біологічно доступній формі, що притаманно дальній зоні чорнобильських випадіннь. У роботі не враховували обернену залежність величин K_n від концентрації елементів-аналогів, оскільки для конкретної водойми така залежність може порушуватися. Так, на півночі Рівненської області в одному з досліджених озер на тлі високої концентрації K^+ у воді спостерігали значні рівні накопичення ^{137}Cs у рослин та риб [10]. Тобто, для різних водойм за сценаріями 1–3 у два–три рази може відрізнятися і загальна активність вилучених радіонуклідів.

Вважали, що активність радіонукліда, яка надходить на поверхню рослин, цілком затримується рослиною, надалі половина активності виводиться досить швидко, а друга повільніше (див. табл. 2). У розрахунках не враховували різницю коефіцієнтів утримання радіонуклідів сухих та вологих випадіннь та зміну швидкості очищення рослинності під дією метеорологічних факторів (дощ, вітер). Для оцінки ефективності викошування ПВР упродовж перших кількох діб після випадіннь найбільш критичним параметром є величина найменшого парціального періоду напівочищення рослин (T_1). При $T_1 = 0$, що відповідає затриманню 50 % активності листовою поверхнею або змиву 50 % активності упродовж доби, отримані величини вилучення радіонуклідів можуть бути у два рази меншими, ніж наведені у роботі значення.

3. Результати моделювання

Виконані розрахунки показали, що у випадках аварійного забруднення водойми до початку періоду вегетації ПВР (сценарії 1–3), у їхніх надземних органах максимальна активність радіонуклідів зосередиться приблизно з 1 липня по 1 вересня (приблизно з 75-ї по 135-ту добу) (рис. 1). Радіонукліди будуть інтенсивно накопичуватися у фітомасі до 1 липня (75-та доба) за рахунок двох процесів – зростання питомої активності та збільшення фітомаси. Після 1 липня зменшення загальної активності фітомаси зумовить сорбція радіонуклідів донними відкладами. Для $^{103,106}\text{Ru}$ суттєвим також буде внесок радіоактивного розпаду. При цьому часові характеристики динаміки вмісту кожного радіонукліда у надземній фітомасі не залежить від ступеню заростання водойм, а збільшення ступеню заростання закономірно призводить до збільшення відсотку активності кожного радіонукліда у фітомасі.

Установлено, що при аварійному забрудненні водойми за сценаріями 1–3 видалення надземних органів ПВР у період з 1 липня по 1 вересня дасть змогу вилучити з екосистеми, залежно від ступеню заростання водойми, до 13 % радіонуклідів церію, 2,3 % радіонуклідів рутенію, і лише до 2 % тривалоіснуючих ^{90}Sr або ^{137}Cs (табл. 4).

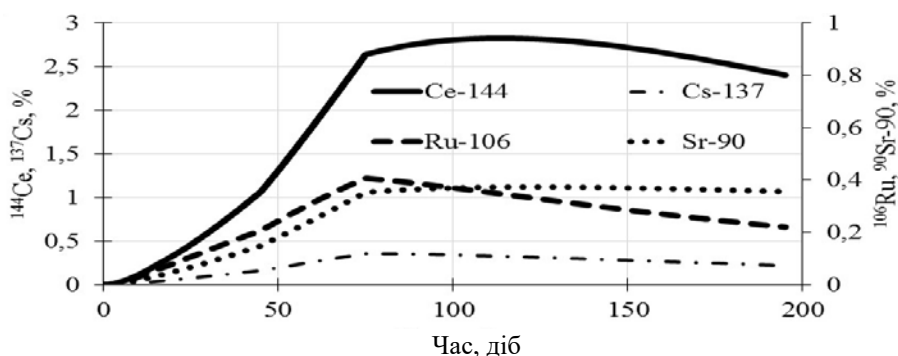


Рис. 1. Динаміка відносної активності радіонуклідів у фітомасі ПВР, % від загальної активності кожного радіонукліда в екосистемі (випадіння на початку вегетації, заростання 10 %).

Таблиця 4. Відносна активність радіонуклідів у надземних органах ПВР, % від загальної активності кожного радіонукліда у випадіннях

Радіонукліди	Сценарії			Радіонукліди	Сценарії		
	1	2	3		1	2	3
Заростання ПВР 10 %				Заростання ПВР 30 %			
⁹⁰ Sr	0,4	0,4	0,4	⁹⁰ Sr	1,2	1,2	1,3
^{103,106} Ru	0,4	0,5	0,6	^{103,106} Ru	1,2	1,5	1,7
^{134,137} Cs	0,3	0,3	0,4	^{134,137} Cs	0,8	1,0	1,2
^{141,144} Ce	2,3	2,7	3,2	^{141,144} Ce	6,8	8,1	9,7
Заростання ПВР 20 %				Заростання ПВР 40 %			
⁹⁰ Sr	0,8	0,8	0,9	⁹⁰ Sr	1,6	1,6	1,7
^{103,106} Ru	0,8	1,0	1,2	^{103,106} Ru	1,6	1,9	2,3
^{134,137} Cs	0,6	0,7	0,8	^{134,137} Cs	1,1	1,3	1,6
^{141,144} Ce	4,5	5,4	6,5	^{141,144} Ce	9,0	10,8	12,9

Принципово інша динаміка радіоактивності фітомаси очікується у випадках випадіння радіонуклідів на поверхню вегетуючих надземних органів рослин, тобто за сценаріями 4 та 5, оскільки з плином часу питома та загальна

активність фітомаси буде зменшуватися (рис. 2). Збільшення активності ¹⁴⁴Ce у фітомасі починаючи з 25-ї доби після випадіння зумовлено вторинним забрудненням води та його накопичення рослинами безпосередньо з водних мас.

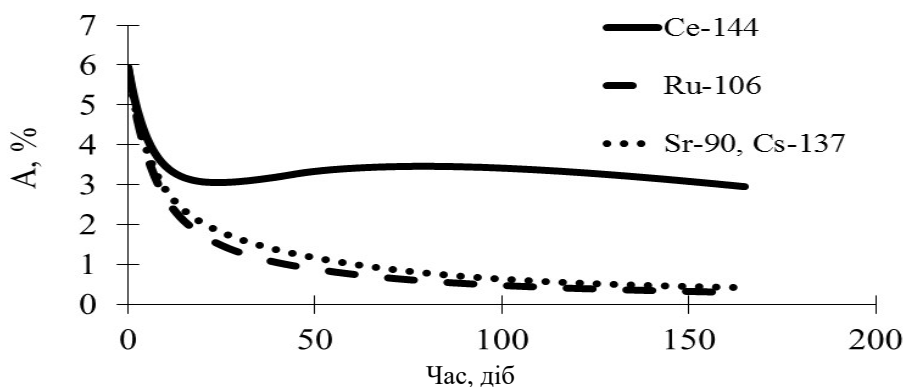


Рис. 2. Динаміка відносної активності радіонуклідів у фітомасі ПВР, % від загальної активності кожного радіонукліда в екосистемі (випадіння через 1 місяць після початку вегетації, заростання 10 %).

При аварійному забрудненні водойми за сценарієм 4, тобто через 1 місяць після початку вегетації, видалення надземних органів ПВР буде найбільш ефективним упродовж 1–3 діб після надходження радіонуклідів, що дасть можливість вилучити з екосистеми, залежно від ступеню заростання водойми, від 6 до 24 % радіонуклідів (табл. 5).

Слід враховувати, що з плином часу загальна активність радіонуклідів, зосереджених у надземних органах, буде швидко зменшуватися за рахунок їхнього виведення з рослин, що враховано параметрами A_1 та T_1 (див. рівняння (5)). Якщо надземні органи ПВР видалити через 30 діб після аварійних випадіння, з водойми можна вилучити від 1 до 6 % радіонуклідів стронцію, рутенію та цезію, радіонуклідів церію – від 4 до 15 %.

Таблиця 5. Очищення екосистеми рибогосподарських водойм за рахунок вилучення ПВР при аварійному забрудненні через 1 місяць після початку вегетації (сценарій 4), % активності кожного радіонукліда в екосистемі

Радіо-нукліди	Час видалення ПВР після надходження радіонуклідів, діб			Радіо-нукліди	Час видалення ПВР після надходження радіонуклідів, діб		
	1–3	10	30		1–3	10	30
Заростання ПВР 10 %				Заростання ПВР 30 %			
⁹⁰ Sr	6	2,8	1,5	⁹⁰ Sr	18	8,5	4,5
^{103,106} Ru	6	2,6	1,1	^{103,106} Ru	18	7,7	3,2
^{134,137} Cs	6	3,0	1,5	^{134,137} Cs	18	9,0	4,6
^{141,144} Ce	6	3,7	3,7	^{141,144} Ce	18	11	11
Заростання ПВР 20 %				Заростання ПВР 40 %			
⁹⁰ Sr	12	5,7	3,0	⁹⁰ Sr	24	11	6,0
^{103,106} Ru	12	5,2	2,1	^{103,106} Ru	24	10	4,3
^{134,137} Cs	12	6,0	3,0	^{134,137} Cs	24	12	6,1
^{141,144} Ce	12	7,4	7,4	^{141,144} Ce	24	15	15

Таблиця 6. Очищення екосистеми рибогосподарських водойм за рахунок вилучення ПВР при аварійному забрудненні у пік вегетації (сценарій 5), % активності кожного радіонукліда в екосистемі

Радіо-нукліди	Час видалення ПВР після надходження радіонуклідів, діб			Радіо-нукліди	Час видалення ПВР після надходження радіонуклідів, діб		
	1–3	10	30		1–3	10	30
Заростання ПВР 10 %				Заростання ПВР 30 %			
⁹⁰ Sr	10	4,7	2,5	⁹⁰ Sr	30	14	7,5
^{103,106} Ru	10	4,3	1,8	^{103,106} Ru	30	13	5,3
^{134,137} Cs	10	5,0	2,5	^{134,137} Cs	30	15	7,6
^{141,144} Ce	10	6,7	5,9	^{141,144} Ce	30	20	18
Заростання ПВР 20 %				Заростання ПВР 40 %			
⁹⁰ Sr	20	9,5	5,0	⁹⁰ Sr	40	19	10
^{103,106} Ru	20	8,6	3,5	^{103,106} Ru	40	17	7,1
^{134,137} Cs	20	10	5,1	^{134,137} Cs	40	20	10
^{141,144} Ce	20	13	12	^{141,144} Ce	40	27	24

За сценарієм 5 упродовж 1–3 діб після надходження радіонуклідів з надземними органами ПВР можна видалити від 10 до 40 % радіонуклідів, що надійшли до водойми, а через 30 діб – від 2 до 10 % радіонуклідів стронцію, рутенію та цезію, радіонуклідів церію – від 6 до 24 % (табл. 6).

Таким чином, виконані розрахунки дали можливість оцінити ефективність дезактивації рибогосподарських водойм за рахунок вилучення надземних органів ПВР, яка залежить від фази розвитку рослин у період аварійного надходження радіонуклідів до екосистеми та ступеню заростання водойми.

4. Висновки

У випадку аварійного надходження радіонуклідів до рибогосподарських ставків повітряним шляхом у пік вегетації ПВР найбільш ефективним для очищення водойм буде видалення надземних органів упродовж 1–3 діб після забруднення (до 40 % кожного радіонукліда, що надійшли до екосистеми). У випадку аварійних випадків через

1 місяць після початку вегетації ПВР за аналогічних умов з екосистеми можна видалити до 24 % кожного з радіонуклідів. Це максимальна оцінка активності, яка могла бути накопичена надземними органами ПВР. За інших форм випадіння та інтенсивного змиву під час дощу або вітрових явищ величини максимальної активності можуть бути у два–три рази меншими. З плином часу кількість радіонуклідів, що зосереджені у надземних органах, буде швидко зменшуватися і у випадку забруднення водойми у пік вегетації рослин їхнє видалення через 10 діб після аварійних випадків дасть можливість вилучити з екосистеми не більше, ніж 17 % ^{103,106}Ru, близько 20 % ⁹⁰Sr і ^{134,137}Cs та 27 % ^{141,144}Ce, через 30 діб – відповідно не більше, ніж 7, 10 та 24 % від загальної кількості зазначених радіонуклідів. Тобто метод фітодезактивації рибогосподарських водойм через видалення надземних органів ПВР можна вважати достатньо ефективним у разі впровадження упродовж 10 діб після аварійного надходження радіонуклідів.

Через 1 місяць та більше після аварійних випадків радіонуклідів на поверхню рибогосподарських водойм та при хронічному надходженні радіонуклідів до екосистем ефективність контрзаходів за рахунок вилучення надземних органів ПВР буде незначною.

Необхідно відзначити, що фітодезактивація водойм за рахунок вилучення водних форм назем-

них рослин, яким притаманні вищі, ніж у ПВР, величини коефіцієнтів накопичення радіонуклідів, також вважається перспективним методом очищення водних екосистем [3]. Однак викошування ПВР є одним з меліоративних заходів експлуатації рибогосподарських водойм, і не призводить до збільшення вартості продукції.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

1. М.В. Гринжевський. *Аквакультура України* (Львів: Вільна Україна, 1998) 365 с. / M.V. Hrynzhevskiy. *Aquaculture of Ukraine* (Lviv: Vilna Ukraina, 1998) 365 p. (Ukr)
2. Ю.А. Томілін, Л.І. Григор'єва. *Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення людини і контрзаходи* (Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008) 260 с. / Yu.A. Tomilin, L.I. Hryhorieva. *Radionuclides in Aquatic Ecosystems of the Southern Region of Ukraine: Migration, Distribution, Accumulation, Human Radiation Dose, and Countermeasures* (Mykolaiv: Publishing House of Petro Mohyla Mykolaiv State University, 2008) 260 p. (Ukr)
3. О.М. Міхєєв та ін. *Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод* (Київ: Центр учбової літератури, 2018) 171 с. / O.M. Mikheiev et al. *Use of Hydrophyte Systems for Restoration of Polluted Water Quality* (Kyiv: Center of Educational Literature, 2018) 171 p. (Ukr)
4. И.М. Шерман, А.К. Чижик. *Прудовое рыбоводство*. Учеб. пособие (Симферополь: Таврия, 1985) 208 с. / I. M. Sherman, A.K. Chyzhyk. *Pond Fish Farming*. A textbook (Simferopol: Tavriya, 1985) 208 p. (Rus)
5. В.Д. Романенко и др. *Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС* (Киев: Наук. думка, 1992) 194 с. / V.D. Romanenko et al. *Radioactive and Chemical Contamination of the Dnieper River and its Reservoirs after the Accident at the Chornobyl Nuclear Power Plant* (Kyiv: Naukova Dumka, 1992) 194 p. (Rus)
6. А.В. Яцик та ін. *Малі річки України*. Довідник. За ред. А.В. Яцика (Київ: Урожай, 1991) 296 с. / A.V. Yatsyk et al. *Small Rivers of Ukraine*. A handbook. A.V. Yatsyk (Ed.) (Kyiv: Urozhay, 1991) 296 p. (Ukr)
7. И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина. *Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах* (Москва: Энергоатомиздат, 1986) 152 с. / I.I. Kryshv, T.G. Sazykina. *Mathematical Modeling of Radionuclide Migration in Aquatic Ecosystems* (Moskva: Energoatomizdat, 1986) 152 p. (Rus)
8. В.Н. Егоров. Динамические закономерности радиохемозекологических процессов в морской среде. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук (Киев, 1987) 33 с. / V.N. Egorov. *Dynamic Patterns of Radio-Chemecoecological Processes in the Marine Environment*. Thesis abstract for the degree of Doctor of Sciences in Biology (Kyiv, 1987) 33 p. (Rus)
9. В.В. Беляєв. Накопичення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів. Автореф. дис. ... канд. біол. наук (Київ, 2001) 18 с. / V.V. Belyaev. *Accumulation and Elimination of Cesium-137 from the Bodies of Hydrobionts*. Thesis abstract for the degree of Candidate of Sciences in Biology (Kyiv, 2001) 18 p. (Ukr)
10. О.М. Волкова. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу. Дис. ... д-ра біол. наук (Київ, 2008) 348 с. / O.M. Volkova. *Technogenic Radionuclides in Hydrobionts of Water Bodies of Different Types*. Thesis for the degree of Doctor of Sciences in Biology (Kyiv, 2008) 348 p. (Ukr)
11. Р.В. Беженар. Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки. Автореф. дис. ... д-ра техн. наук (Київ, 2020) 40 с. / R.V. Bezhenar. *Information Technologies for Modeling Pollution of Aquatic Ecosystems for Computer-Based Decision Support in Radiation Safety*. Thesis abstract for the degree of Doctor of Sciences in Biology (Kyiv, 2020) 40 p. (Ukr)
12. A. Konoplev et al. (Eds.) *Behavior of Radionuclides in the Environment II. Chernobyl* (Singapore, Springer, 2020) 443 p.
13. В.В. Беляєв та ін. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. *Ядерна енергетика та довкілля* 1(5) (2015) 44. / V.V. Belyaev et al. *Modeling of forming radioactivity dynamics of higher aquatic plants*. *Nucl. Power Environ.* 1(5) (2015) 44. (Ukr)
14. В.В. Беляєв, О.М. Волкова. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ. *Ядерна енергетика та довкілля* 1(3) (2014) 34. / V.V. Belyaev, E.N. Volkova. *Modeling of processes of water masses autopurification from radioactive substances*. *Nucl. Power Environ.* 1(3) (2014) 34. (Rus)
15. О.М. Волкова та ін. Моделювання поведінки радіонуклідів в озерних екосистемах. У кн.: *Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє*. Мат. міжнар. наук.-практ. конф. до 30-річчя створ. Шацького нац. природ. парку, Світаязь, 23–25 квітня 2014 року (Київ: ЦП “КОМПРИНТ”, 2014) с. 146. / O.M. Volkova et al. *Modeling the Behavior of Radionuclides in Lake Ecosystems*. In: *National Nature Parks – Past, Present, Future*. Proc. Int. Sci.-Prac. Conf. on the 30th Anniv. of the Shatsky Nat. Nature Park, Svitiaz,

- April 23–25, 2014 (Kyiv: CP “KOMPRINT”, 2014) p. 146. (Ukr)
16. V.V. Belyaev et al. Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 263 (2023) 107169.
 17. В.В. Беляєв. Реконструкція поглиненої дози іонізуючого випромінювання повітряно-водних рослин у водоймах ближньої зони аварії на Чорнобильській АЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 21(4) (2020) 338. / V.V. Belyaev et al. Reconstruction of the absorbed dose of ionizing radiation for helophytes in the water bodies of the near emergency zone at the Chernobyl NPP. *Nucl. Phys. At. Energy* 21(4) (2020) 338. (Ukr)
 18. Е.А. Тимофеева-Ресовская. *Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов* (Свердловск: УФАН СССР, 1963) 78 с. / Е.А. Timofeeva-Resovskaya. *Distribution of Radioisotopes among the Main Components of Freshwater Bodies* (Sverdlovsk: UFAN USSR, 1963) 78 p. (Rus)

О. М. Volkova¹, V. V. Belyaev^{1,*}, S. P. Pryshlyak¹, V. V. Skyba²

¹ *Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

² *Bila Tserkva National Agrarian University, Bila Tserkva, Kyiv region, Ukraine*

*Corresponding author: belyaev-vv@ukr.net

MODELING RADIONUCLIDE ACTIVITY IN HELOPHYTES DURING EMERGENCY CONTAMINATION OF FISHERY RESERVOIRS

Using chamber models of the dynamics of ^{90}Sr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{134,137}\text{Cs}$, $^{141,144}\text{Ce}$ in water masses and plants, the efficiency of extraction of aboveground organs of HELOPHYTES after a single emergency entry of radioactive fallout into fishery reservoirs with varying degrees of overgrowth was assessed. Calculations were performed for 5 hypothetical precipitation time points, which were selected taking into account the routes of radionuclides entering plants and the stage of phytomass development.

The most effective method for decontamination of water bodies will be the removal of aboveground plant organs within 1–3 days after the fallout (up to 40 % of each radionuclide that entered the ecosystem) under conditions of ecosystem contamination from July 1 to September 1, i.e., during the period of formation of maximum aboveground phytomass. Over time, the activity of radionuclides concentrated in aboveground organs will rapidly decrease and the removal of plants 10 days after the fallout will allow the removal from the ecosystem of no more than 17 % of $^{103,106}\text{Ru}$, about 20 % of ^{90}Sr and $^{134,137}\text{Cs}$, and 27 % of $^{141,144}\text{Ce}$, after 30 days – no more than 7, 10 and 24 % of the total amount of these radionuclides, respectively.

Keywords: modeling, fishery reservoirs, radionuclides, helophytes, phytodeactivation.

Надійшла / Received 18.09.2025