

ДИНАМІКА ВМІСТУ ^{137}Cs У ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ КИЇВСЬКОГО ТА КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ

О.М. Волкова¹, В.В. Беляєв¹, С.П. Пришляк¹,
В.В. Скиба², Н.М. Присяжнюк², О.М. Нагорнюк³

¹ Інститут гідробіології НАН України (м. Київ, Україна)
e-mail: 2volkovaen@gmail.com; ORCID: 0000-0002-5868-4842
e-mail: belyaev-vv@ukr.net; ORCID: 0000-0003-4465-7816
e-mail: ceregasp@gmail.com; ORCID: 0000-0002-3838-3073

² Білоцерківський національний аграрний університет (м. Біла Церква, Україна)
e-mail: volly2005@ukr.net; ORCID: 0000-0002-3605-1147

³ Інститут агроєкології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)
e-mail: onagornuk@ukr.net; ORCID: 0000-0002-6694-9142

Метою дослідження було визначення часових параметрів питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського та Канівського водосховищ. Параметри, що характеризують динаміку вмісту ^{137}Cs , визначали для *Potamogeton perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* на основі даних щодо питомої активності ^{137}Cs у надземних органах рослин, які були відібрані у 1989–2021 рр. на полігонній ділянці верхньої частини Київського водосховища й у 2000–2021 рр. на полігонній ділянці середньої частини Канівського водосховища. Для вищих водяних рослин Київського водосховища виявлено два часових інтервали, які характеризуються різною інтенсивністю зменшення вмісту ^{137}Cs . Упродовж 1989–1996(1998) рр. питома активність ^{137}Cs у досліджуваних видів зменшувалася вдвічі приблизно за два роки; за інтервал часу 2011(2012) — 2021 рр. період напівзменшення вмісту ^{137}Cs у *Potamogeton perfoliatus* та *Ceratophyllum demersum* збільшився у середньому до 12 років. Для *Phragmites australis* відзначена тенденція до уповільнення швидкості зниження питомої активності ^{137}Cs у досліджуваних видів зменшувалася вдвічі приблизно за два роки; за інтервал часу 2011(2012) — 2021 рр. період напівзменшення вмісту ^{137}Cs у *Potamogeton perfoliatus* та *Ceratophyllum demersum* Канівського водосховища у середньому відповідала періоду напівзменшення близько 20 років. Для *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* відзначена лише тенденція до зниження активності ^{137}Cs , яка відповідає періоду напівзменшення близько 40 років. У часі величина періоду напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослин Київського та Канівського водосховищ збільшується, що пояснюється уповільненням швидкості зменшенням об'ємної активності ^{137}Cs у воді р. Дніпро та Прип'ять. Визначені параметри моделі, що описують динаміку питомої активності ^{137}Cs можуть бути використані для прогнозних оцінок вмісту ^{137}Cs у вищих водяних рослинах при аварійному надходженні радіонуклідів до екосистем великих річкових водосховищ.

Ключові слова: гідросфера, моделювання, радіоактивне забруднення, вищі водяні рослини, водосховища.

ВСТУП

Радіоактивне забруднення екосистем Київського та Канівського водосховищ вважається одним з основних наслідків Чорнобильської аварії 1986 р., оскільки Дніпровський каскад — це основне джерело водозабезпечення України і може транспортувати радіоактивні речовини на

значну відстань від забруднених територій північних регіонів [1].

Важливою складовою оцінки віддалених наслідків радіоактивного забруднення водних екосистем є визначення часових параметрів вмісту радіонуклідів, які існують в організмі гідробіонтів тривалий час. Такі параметри дають можливість здійснити ретроспективну оцінку рівнів вмісту радіонуклідів у біотичних компонентах водойм,

© О.М. Волкова, В.В. Беляєв, С.П. Пришляк, В.В. Скиба, Н.М. Присяжнюк, О.М. Нагорнюк, 2024

де радіоекологічні дослідження виконувалися епізодично, та прогнозувати динаміку формування радіонуклідного забруднення водних організмів у випадку надходження штучних радіонуклідів у водні екосистеми внаслідок аварійних ситуацій.

Тому, **метою дослідження** було визначення часових параметрів питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського та Канівського водосховищ.

АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Після аварії на Чорнобильській АЕС дослідженнями закономірностей формування радіонуклідного забруднення різних угруповань гідробіонтів показано, що вищі водяні рослини, які належать до автотрофних гідробіонтів, визнані одними з домінуючих за біомасою компонентом прісноводних екосистем та мають високий продуктивний потенціал, швидко реагують на зміну радіоекологічної ситуації у водних екосистемах і здатні накопичувати багато зареєстрованих у водних масах радіоактивних елементів [2–5]. Зокрема, у травні-червні 1986 р. у вищих водяних рослинах Київського та Канівського водосховищ зареєстровано 13 радіонуклідів, до того ж найбільші показники питомої активності були характерні для короткоіснуючих ^{95}Zr , ^{140}Ba , ^{131}I з періодом напіврозпаду 64, 12,8 та 8,06 діб, відповідно, а сумарна активність рослин досягала 670 кБк/кг. Максимальні величини питомої активності тривалоіснуючих ^{90}Sr та ^{137}Cs у рослинах Київського водосховища — 2400 і 67000 Бк/кг, відповідно, спостерігали у 1986–1987 рр., водночас зазначені величини перевищували доаварійні рівні відповідно у 220 та 20000 разів [6]. Починаючи з 1989 р. радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин Київського та Канівського водосховищ формували ^{90}Sr і ^{137}Cs , за цих умов внесок ^{137}Cs до сумарної активності був домінуючим [3; 5].

Подальші багаторічні дослідження показали, що динаміка питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах верхньої частини Київського водосховища дали

зможу формалізувати отримані закономірності для деяких видів занурених рослин (гідатофітів) [3; 7]. Визначено, що період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітів для часового інтервалу з 1989 по 1996 рр. становив $1,9 \pm 0,7$ р., а для часового інтервалу з 1989 по 2012 рр. період збільшився до $5,0 \pm 0,8$ р. Отже, було встановлено, що із плином часу швидкість зменшення питомої активності радіонукліда у рослин Київського водосховища уповільнилася. Період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітах Канівського водосховища були визначені лише для часового інтервалу 2000–2006 рр. [3] і становив $3,4 \pm 1,0$ р.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Під час моделювання процесів зниження питомої активності радіонуклідів у вищих водяних рослинах використовували експоненціальну модель, яку показано у [3; 7; 8].

Параметри, які характеризують динаміку вмісту ^{137}Cs для гідатофітів (рдесник пронизанолистий — *Potamogeton perfoliatus* L. і кушир занурений — *Ceratophyllum demersum* L.) та гелофітів (очерет звичайний — *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. і рогіз вузьколистий — *Typha angustifolia* L.) визначали на основі результатів досліджень рівнів вмісту радіонукліда у надземних органах рослин. У роботі використані дані щодо питомої активності ^{137}Cs у пробах рослин, які були відібрані у 1989–2021 рр. на полігонній ділянці верхньої частини Київського водосховища (мілководдя біля с. Страхолісся) та у 2000–2021 рр. на полігонній ділянці середньої частини Канівського водосховища (мілководдя біля м. Ржищів та Бориспільських островів) [3; 4; 7; 9; 10].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Часові закономірності накопичення радіонуклідів гідробіонтами описують різними математичними моделями. Для опису процесів обміну радіонуклідів між

рослинним організмом і середовищем було обрано кібернетичну модель, яка представляє організм у вигляді серії камер, що знаходяться в стані взаємодії з водним середовищем — так звана «камерна» модель. Для однокамерної моделі обмін радіонукліда між живим організмом і зовнішнім середовищем описується рівнянням:

$$dA_h/dt = V(t) - pA_h, \quad (1)$$

де A_h — радіоактивність організму, Бк/кг; $V(t)$ — надходження радіонукліда до організму за час dt , Бк/(с·кг); p — швидкість виведення радіонукліда внаслідок його радіоактивного розпаду та біологічного виведення з організму, с^{-1} .

Розв'язання рівняння (1) з початковими умовами (t_0, A_0) має вигляд:

$$A_h(t) = \exp(-p(t-t_0)) \times (A_0 + \int V(t) \exp(p(t-t_0)) dt) \quad (2)$$

(інтегрування в межах $[t_0, t]$).

У загальному випадку $V(t)$ змінюється у часі, якщо припустити, що

$$V(t) = V_0 \exp(-p_v t),$$

розв'язання рівняння (2) матиме такий вигляд:

$$A_h(t) = A_v \exp(-p_v t), \quad (3)$$

$$p_v = \ln 2 / T_{1/2},$$

де A_v — стала; p_v — швидкість зменшення надходження радіонукліда до організму.

З рівняння (3) витікає, що p_v дорівнює швидкості зменшення питомої активності організму, тоді $T_{1/2}$ — період напівзменшення питомої активності організму.

У роботі під $T_{1/2}$ розуміється період результуючого зменшення питомої активності рослин удвічі за рахунок зниження концентрації радіонукліда у воді, його незворотної фіксації у донних відкладах, яке призводить до зменшення потоків радіонукліда у рослину та радіоактивного розпаду. Маючи часовий ряд питомої активності для організмів одного виду, після його логарифмування методом найменших квадратів можна знайти числове значення швидкості зниження питомої активності.

Отриманий вигляд розв'язання рівняння (3) підтверджується багатьма науковими публікаціями, в яких показано, що динаміка зниження радіоактивності живих організмів, зокрема гідробіонтів, добре описується експоненційною залежністю [3; 11–13].

Результати проведених раніше досліджень [2; 7] виявили складний характер формування радіонуклідного забруднення рослин на мільководдях Київського водосховища, що пов'язано з надходженням до екосистеми водних мас р. Дніпра та Прип'яті, які характеризуються різною концентрацією радіонуклідів. Зазначене свідчить про те, що будь-яке усереднення показників питомої активності радіонуклідів у рослинах, які відібрані на різних ділянках водосховища, не можна вважати коректним. Тому, у роботі використаний репрезентативний набір даних щодо питомої активності ^{137}Cs у представників рослин різних екологічних груп з однієї полігонної ділянки Київського водосховища (рис. 1).

Параметри моделі динаміки питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослин Канівського водосховища визначені за репрезентативним набором даних, які були одержані у 2000–2021 рр. на мільководдях середньої частини водойми (рис. 2).

Розрахунки показали, що впродовж 1989–2021 рр. період напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у рдесника пронизанolistого, куширу зануреного та очерету звичайного Київського водосховища вірогідно не відрізнявся (табл.) і у середньому становив 5,4 р. У той самий час, для досліджених рослин можна відокремити два часових інтервали, які характеризуються різною інтенсивністю зниження вмісту радіонукліда. Упродовж періодів 1989–1996 (1998) рр. питома активність ^{137}Cs у досліджених видів рослин зменшувалася вдвічі приблизно за 2 р.

Подальші результати щодо рівнів накопичення ^{137}Cs рослинами Київського водосховища були одержані у 2006 р., до того ж питома активність радіонукліда у гідатофітів вірогідно не відрізнялася від величин,

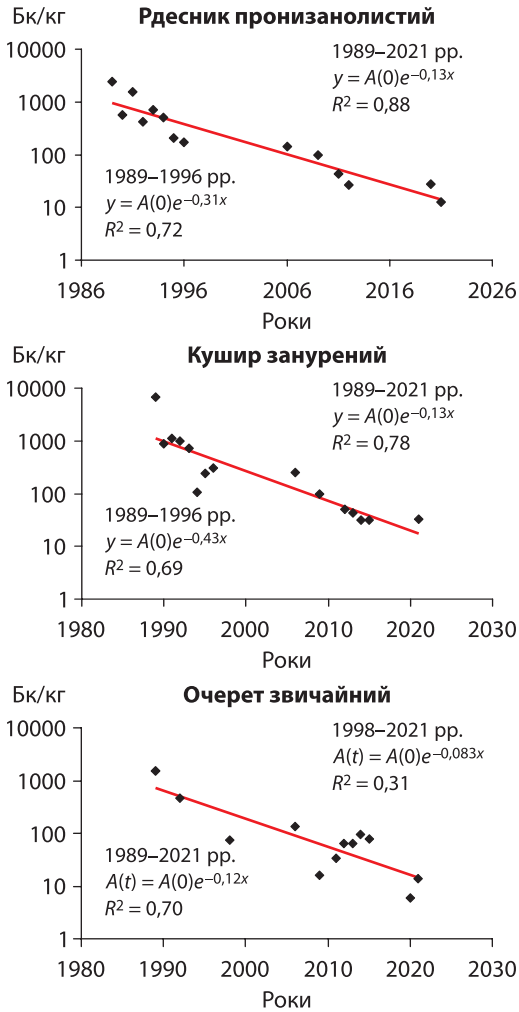


Рис. 1. Динаміка ^{137}Cs у вищих водяних рослин Київського водосховища

зареєстрованих у 1996 р., а в очерету звичайного була навіть вищою, ніж наприкінці попереднього періоду. Однак, ми не вважаємо за можливе оцінювати швидкість зменшення вмісту ^{137}Cs у рослинах за період з 1996 по 2006 рр. лише за даними 2006 р., оскільки саме у 2006 р. відзначено збільшення, порівняно з попередніми роками, об'ємної активності ^{137}Cs у р. Прип'ять та Дніпро [14; 15], що безумовно вплинуло на рівні його накопичення рослинами. Аналіз репрезентативного набору даних за інтер-

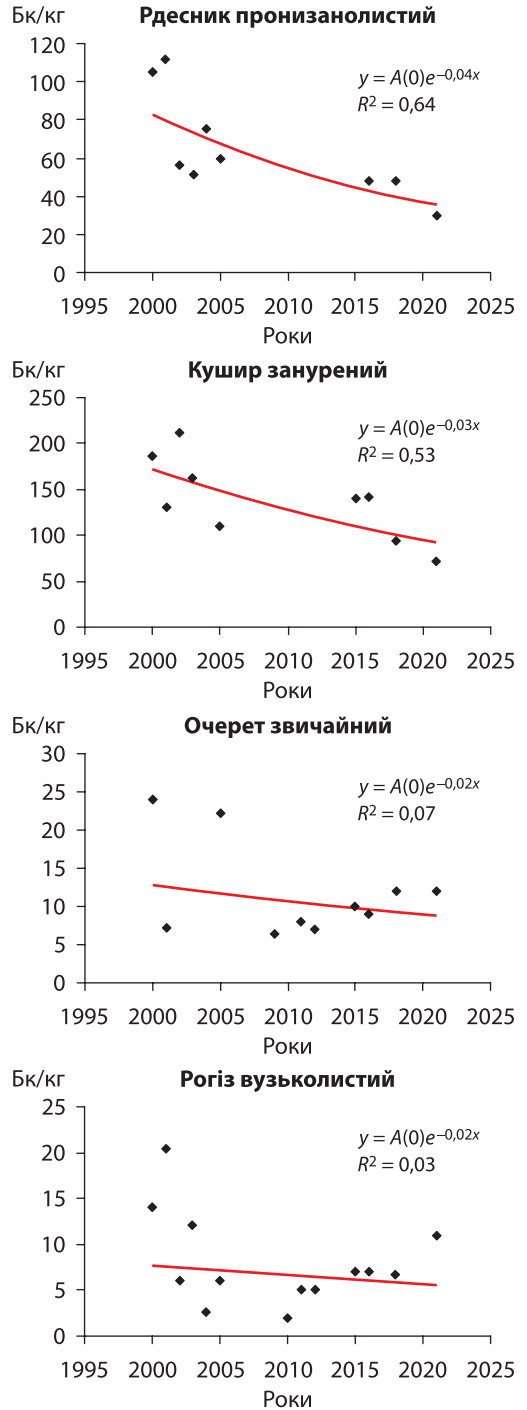


Рис. 2. Динаміка ^{137}Cs у вищих водяних рослин Канівського водосховища

Параметри моделі динаміки ^{137}Cs у рослинах, $T_{1/2}$ — період напівзменшення

Види	Період досліджень, роки	Параметри моделі	
		$T_{1/2}$, роки	R^2
<i>Київське водосховище</i>			
Рдесник пронизанолістий	1989–2021	5,2±1,4	0,88
	1989–1996	2,2±0,6	0,72
	2011–2021	9,3±5,8	0,56
Кушир занурений	1989–2021	5,3±0,8	0,78
	1989–1996	1,6±0,4	0,69
	2012–2021	15,0±10,0	0,44
Очерет звичайний	1989–2021	5,7±1,2	0,70
	1989–1998	2,1±0,2	0,99
	1998–2021	8,4±4,4	0,31
<i>Канівське водосховище</i>			
Рдесник пронизанолістий	2000–2021	17,0±5,0	0,64
Кушир занурений	2000–2021	23,0±8,0	0,53
Очерет звичайний	2000–2021	—*	—
Рогіз вузьколистий	2000–2021	—	—

Примітка: * вірогідних змін не відзначено.

вал часу 2011(2012) — 2021 рр. засвідчив, що період напівзменшення вмісту ^{137}Cs у гідатофітів підвищився у середньому до 12 років. Для очерету звичайного можна відзначити лише тенденцію до уповільнення швидкості зменшення питомої активності, яка спостерігалася з 1998 р.

Упродовж першого десятиріччя після аварії на Чорнобильській АЕС проби вищих водяних рослин у різні роки відбирали на територіях різних ділянок верхньої, середньої та нижньої частин акваторії Канівського водосховища, а у наукових публікаціях наведені усереднені результати [3–5]. За оцінкою швидкості зниження рівнів накопичення ^{137}Cs вищими водяними рослинами Канівського водосховища (назви видів та розташування ділянок відбору не наведені) [16] у 1987–1996 рр. період напівзменшення максимальної питомої активності сягав 2,1 р. Отже, є підстави вважати, що впродовж першого після аварійного десятиріччя величини швидкості зменшення вмісту ^{137}Cs у рослинах Київського та Канівського водосховища не відрізнялися.

У 2000–2021 рр. швидкість зменшення питомої активності ^{137}Cs у гідатофітів Канівського водосховища відповідала періоду напівзменшення близько 20 р. Аналіз даних щодо динаміки накопичення впродовж зазначеного періоду ^{137}Cs гелофітами показав відсутність вірогідних змін величин його питомої активності. Спостерігалася лише тенденція до зниження активності ^{137}Cs , яка відповідає періоду напівзменшення близько 40 років.

Отже, можна відзначити, що із плином часу величина періоду напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослин Київського та Канівського водосховищ збільшується. Оскільки накопичення ^{137}Cs водними рослинами пропорційне об'ємній активності радіонукліда у водних масах, то підвищення величини $T_{1/2}$ у водних рослин можливо пояснити теоретично обґрунтованим і експериментально зареєстрованим [15] уповільненням швидкості зменшенням об'ємної активності ^{137}Cs у воді р. Дніпро та Прип'ять.

Багаторічну динаміку питомої активності ^{137}Cs для окремих видів вищих во-

дських рослин Київського та Канівського водосховищ можна описати таким аналітичним виразом:

$$A_h(t) = A_1 \exp(-p_1 t) + A_2 \exp(-p_2 t); \quad (4)$$

$$A_1 = A_h(0) - A_2;$$

$$A_{h\max}(t_1) \geq A_h(t_2), t_1 \geq t_2;$$

$$A_h(t_2) = A_h(0),$$

де $A_{h\max}(t_1)$ – максимальна питома активність певного виду рослин, Бк/кг; $A_h(0)$ – усереднена питома активність певного виду рослин у водоймі чи на окремий ділянці при $t=0$, Бк/кг; p_1 – відповідає періоду напівзменшення питомої активності, який визначений для 1989–1996 (1998) рр., p_2 – для 2000(12)–2021 рр. (див. *табл.*).

Визначені параметри моделі (4) можуть бути використані для прогнозних оцінок питомої активності ^{137}Cs вищих водяних рослин у випадках аварійного надходження радіонуклідів до екосистем великих рівнинних водосховищ.

ВИСНОВКИ

Для вищих водяних рослин Київського водосховища виявлено два часових інтервали, які характеризуються різною інтенсивністю зменшення вмісту ^{137}Cs . Упродовж 1989–1996(1998) рр. питома

активність ^{137}Cs у гідатофітів та очерету звичайного зменшувалася вдвічі приблизно за 2 роки; за інтервал часу 2011 (2012) – 2021 рр. період напівзменшення вмісту ^{137}Cs у гідатофітів збільшився у середньому до 12 років. Для очерету звичайного відзначено тенденцію до уповільнення швидкості зменшення питомої активності.

У 2000–2021 рр. швидкість зниження питомої активності ^{137}Cs у гідатофітів Канівського водосховища у середньому відповідала періоду напівзменшення близько 20 р. Для гелофітів виявлено тенденцію до зниження активності ^{137}Cs , яка відповідає періоду напівзменшення близько 40 років.

У часі величина періоду напівзменшення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослин Київського та Канівського водосховищ підвищується, що пояснюється уповільненням швидкості зменшенням об'ємної активності ^{137}Cs у воді р. Дніпро та Прип'ять.

Визначені параметри моделі, що описують динаміку питомої активності ^{137}Cs , можуть бути використані для прогнозних оцінок вмісту ^{137}Cs у вищих водяних рослинах при аварійному надходженні радіонуклідів до екосистем великих рівнинних водосховищ.

ЛІТЕРАТУРА

1. Модування та вивчення механізмів переносу радіоактивних речовин з наземних екосистем до водних об'єктів в зоні впливу Чорнобильської аварії / за ред. В. Сансоне та О. Войцеховича. Чорнобиль: Чорнобильінтерінформ, 1996. 196 с.
2. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ: Наук. думка, 2010. 262 с.
3. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.17. Київ, 2008. 348 с.
4. Романко В.Д., Кузьменко М.І., Євтушенко Н.Ю. та ін. Радіоактивне та хімічне забруднення Дніпра та його водосховищ після аварії на Чорнобильській АЕС. Київ: Наукова думка, 1992. 194 с.
5. Кузьменко М.І., Романенко В.Д., Деревець В.В. Радіонукліди у водних екосистемах України. Київ: Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
6. Паньков І.В., Волкова О.М., Широка З.О. Радіо-екологічні дослідження в зоні літоралі Київського водосховища до та після аварії на Чорнобильській АЕС. *Гідробіологічний журнал*. 1993. Вип. 29. № 3. С. 100–109.
7. Пришляк С.П. Радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та роль гелофітів у міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17. Київ, 2019. 23 с.
8. Belyaev V.V., Volkova O.M., Gudkov D.I. et al. Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2023. № 263. P. 107169 (Q2). DOI: 10.1016/j.jenvrad.2023.107169.
9. Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П. та ін. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України. *Гідробіологічний журнал*. 2023. Т. 59(6). С. 100–119.
10. Скиба В.В. Екологічний моніторинг міграції техногенних радіонуклідів між абіотичними компонентами та водними рослинами екосистеми Канівського водосховища. *Агробіологія*. 2023. С. 196–204.
11. Беляєв В.В., Волкова О.М., Пришляк С.П. Модування динаміки формування радіоактивності водних рослин. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2015. № 1 (5). С. 44–49.

12. Дзюба Н.Н., Тодосієнко С.В. Валідація математичних моделей міграції радіоцезію в екосистемі Київського водосховища. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С. 298–309.
13. Насвіт О.І., Буянов Н.І., Кузьменко М.І. Визначення кінетичних параметрів процесу накопичення радіонуклідів компонентами екосистем за рівноважними значеннями коефіцієнтів концентрування. *Гідробіологічний журнал*. 1986. Т. 22. № 5. С. 97–100.
14. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: Національна доповідь України. Київ: КІМ, 2011. 356 с.
15. Konopliov O., Kato Kenji and Kalmykov S. Behavior of Radionuclides in the Environment II. London: Springer Singapore. 2020. 443 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-981-15-3568-0>.
16. Радіоекологія водних об'єктів зони впливу аварії на ЧАЕС / за ред. О.В. Войсеховича. Київ: Чорнобильінтерінформ, 1997. Т. 1. 308 с.

REFERENCES

1. Sansone, V. & Voitsekho vycha, O. (Eds.). (1996). *Modeliuvannia ta vuvchennia mekhanizmv perenosu radioaktyvnykh rechoyvn z nazemnykh ekosystem do vodnykh ob'iektiv v zoni vplyvu Chornobyl'skoi avarii [Modeling and study of the mechanisms of transfer of radioactive substances from terrestrial ecosystems to water bodies in the zone of influence of the Chernobyl accident]*. Chornobyl: Chornobylinterinform [in Ukrainian].
2. Kuzmenko, M.I., Gudkov, D.I., Kireyev, S.I. et al. (2010). *Tekhnohenni radionuklidy u presnovodnykh ekosystemakh [Man-made radionuclides in freshwater ecosystems]*. Kyiv: Nauk. dumka [in Ukrainian].
3. Volkova, O.M. (2008). *Tekhnohenni radionuklidy u hidrobiontakh vodoyom riznoho typu [Man-made radionuclides in hydrobionts of water bodies of different types]*. Doctor's thesis. Kyiv [in Ukrainian].
4. Romaneko, V.D., Kuzmenko, M.I., Yevtushenko, N.Iu. et al. (1992). *Radioaktyvne ta khimichne zabrudnennia Dnipra ta yoho vodoshkhyvshch pislia avarii na Chornobyl'skii AES [Radioactive and chemical pollution of the Dnipro and its reservoirs after the accident at the Chernobyl nuclear power plant]*. Kyiv: Naukova dumka [in Ukrainian].
5. Kuzmenko, M.I. Romanenko, V.D. & Derevets, V.V. (2001). *Radionuklidy u vodnykh ekosystemakh Ukrainy [Radionuclides in water ecosystems of Ukraine]*. Kyiv: Chornobylinterinform [in Ukrainian].
6. Pankov, I.V., Volkova, O.M. & Shyroka, Z.O. (1993). *Radioekologichni doslidzhennia v zoni litorali Kyiv'skoho vodoshkhyvshcha do ta pislia avarii na Chornobyl'skii AES [Radioecological studies in the littoral zone of the Kyiv Reservoir before and after the accident at the Chernobyl NPP]*. *Hidrobiologichnyi zhurnal*, 29, 3, 100–109 [in Ukrainian].
7. Pryshliak, S.P. (2019). *Radionuklidne zabrudnennia vyshchykh vodianykh roslyn ta rol helofituv u mihratsii ^{137}Cs u prisnovodnykh vodoimakh [Radionuclide contamination of higher aquatic plants and the role of helophytes in the migration of ^{137}Cs in freshwater bodies]*. *Extended abstract of candidate's thesis*. Kyiv [in Ukrainian].
8. Belyaev, V.V., Volkova, O.M., Gudkov, D.I. et al. (2023). Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 263, 107169 (Q2). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107169> [in English].
9. Volkova, O.M., Beliaiev, V.V., Pryshliak, S.P. et al. (2023). *Tekhnohenni radionuklidy u hidrobiontakh vodoim pivnochi Ukrainy [Man-made radionuclides in hydrobionts of reservoirs in northern Ukraine]*. *Hidrobiologichnyi zhurnal — Hydrobiological journal*, 59 (6), 100–119 [in Ukrainian].
10. Skyba, V.V. (2023). *Ekologichni monitorynh mihratsii tekhnohennykh radionuklidiv mizh abiotychnymy komponentamy ta vodianyomy roslynomy ekosystemy Kaniv'skoho vodoshkhyvshcha [Ecological monitoring of the migration of man-made radionuclides between abiotic components and aquatic plants of the Kaniv Reservoir ecosystem]*. *Ahrobiologhiia — Argobiological*, 196–204 [in Ukrainian].
11. Beliaiev, V.V., Volkova, O.M. & Pryshliak, S.P. (2015). *Modeliuvannia dynamiky formuvannia radioaktyvnosti vodnykh roslyn [Modeling the dynamics of radioactivity formation in aquatic plants]*. *Yaderna enerhetyka ta dovkilia — Nuclear power and the environment*, 1 (5), 44–49 [in Ukrainian].
12. Dziuba, N.N. & Todosiienko, S.V. (2002). *Validatsiia matematychnykh modelei mihratsii radiotseziu v ekosystemi Kyiv'skoho vodoshkhyvshcha [Validation of mathematical models of radiocesium migration in the ecosystem of the Kyiv Reservoir]*. *Naukovi pratsi UkrNDHMI — Scientific papers UKRNDHMI*, 250, 298–309 [in Ukrainian].
13. Nasvit, O.I., Buianov, N.I. & Kuzmenko, M.I. (1986). *Vyznachennia kinetychnykh parametrov protsesu nakopychennia radionuklidiv komponentamy ekosystem za rivnovazhnyomy znachenniamy koefitsientiv kontsentruvannia [Determination of kinetic parameters of the process of accumulation of radionuclides by components of ecosystems according to equilibrium values of concentration coefficients]*. *Hidrobiologichnyi zhurnal — Hydrobiological journal*, 22, 5, 97–100 [in Ukrainian].
14. *25 rokiv Chornobyl'skoi katastrofy. Bezpeka maibutnioho: Natsionalna dopovid Ukrainy [25 years of the Chernobyl disaster. Safety of the future: National report of Ukraine]*. (2011). Kyiv [in Ukrainian].
15. Konopliov, O., Kato, Kenji & Kalmykov, S. (2020). Behavior of Radionuclides in the Environment II. London. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-981-15-3568-0> [in English].
16. Voitsekho vycha, O.V. (Ed.). (1997). *Radioheoekologhiia vodnykh ob'iektiv zony vplyvu avarii na CHAES [Radioecology of water bodies in the zone affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant]*. Kyiv: Chornobylinterinform [in Ukrainian].

Стаття надійшла до редакції журналу 04.04.2024