

УДК 577.34:581.526.3

В. В. Беляєв, О. М. Волкова, С. П. Пришляк

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МОДЕЛЮВАННЯ ДИНАМІКИ ФОРМУВАННЯ РАДІОАКТИВНОСТІ ВОДНИХ РОСЛИН

Розроблено модель накопичення ^{90}Sr , ^{95}Zr , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{137}Cs та $^{141,144}\text{Ce}$ вищими водними рослинами. Розглянуто 5 варіантів надходження радіонуклідів до водойми. Показано, що вміст радіонуклідів у вищих водних рослинах може досягнути 10,6 % від загальної кількості в екосистемі.

Ключеві слова: моделювання, водні екосистеми, вищі водні рослини, радіонукліди.

Ядерна енергетика вважається перспективним джерелом забезпечення людства енергією, але негативним наслідком використання ядерної енергії є радіоактивне забруднення навколишнього середовища. Зрозуміло, що найбільшу небезпеку несуть аварії на підприємствах ядерного комплексу, за яких може відбуватися неконтрольоване радіоактивне забруднення навколишнього середовища, зокрема й водних об'єктів. У багатьох наукових роботах автори відзначають, що вищі водні рослини відіграють певну роль у процесах міграції радіонуклідів у водних екосистемах [1—4]. Однак до теперішнього часу відсутні кількісні оцінки ролі рослин у процесах розподілу радіонуклідів у водних екосистемах при аварійному забрудненні водойм. Тому метою нашої роботи була розробка моделі розподілу радіонуклідів у біотичних (вищі рослини) та абіотичних (вода, донні відклади) компонентах водних екосистем, що дозволить визначити роль рослинної компоненти у міграції радіоактивних речовин після аварійного надходження до водойм.

Аналіз власних та літературних даних [3, 5, 6] показує, що у перші тижні після радіонуклідного забруднення водойм радіоактивність рослин визначається радіонуклідами барію, лантану, церію, рутенію, йоду, цирконію і довгоіснуючими радіонуклідами цезію та стронцію. У подальшому вміст радіонуклідів у водних рослинах зменшується за рахунок біологічних процесів та радіоактивного розпаду. Зменшення вмісту ^{131}I та ^{140}Ba в основному обумовлюється радіоактивним розпадом. Тому моделювання актуальне для ^{90}Sr , ^{95}Zr , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{137}Cs та $^{141,144}\text{Ce}$.

Методи моделювання. Математичне моделювання вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища базується на рівняннях закону збереження маси з урахуванням радіоактивного розпаду. В радіоекології поширені камерні моделі, в яких компоненти середовища або живі організми представлені у вигляді однієї або кількох камер, при цьому швидкість виведення радіонукліда з камери пропорційна його активності, а швидкість надходження радіонукліда до цієї камери пропорційна

активності інших камер [5—8]. Представлення об'єкта у вигляді однієї або кількох камер базується на попередньому досвіді й дозволяє застосовувати однаковий математичний апарат для моделювання вмісту радіонуклідів як у абіотичних, так і у біотичних компонентах екосистем. При моделюванні ми враховували найбільш значущі напрямки міграції, які спостерігаються у водоймах після разового аварійного надходження радіонуклідів. У згаданому випадку переважна більшість радіонуклідів буде накопичуватися у водних масах, донних відкладах та водних рослинах.

Моделювання вмісту радіонуклідів у водних рослинах проводили для домінуючих екологічних груп рослин: повітряно-водних, з плаваючим листям та занурених. Слід зауважити, що водні рослини можуть існувати у 3-х середовищах: ґрунті (підземна частина), воді та повітрі (надземна частина).

Міграцію радіонуклідів з рослин до донних відкладів враховували в ланцюзі “рослини—вода—донні відклади”. Розрахунки активності радіонуклідів у водних масах проводили у наближенні двох-камерної (компонентної) системи. Було прийнято, що активність радіонуклідів в одній камері не залежить від їхньої активності в іншій камері. Розрахунки питомої активності певного радіонукліда у воді в момент часу $t+\Delta t$ ($A_w(t+\Delta t)$, Бк/л) покроково проводили для кожної камери окремо:

$$A_w(t+\Delta t) = \sum_{i=1,2} A_w^i(t+\Delta t) = \sum_{i=1,2} \left[A_w^i(t) e^{-p_i \Delta t} + \frac{\Delta A_{ps}(t+\Delta t) A_w^i}{V} \right], \quad (1)$$

де Δt — крок моделювання, доба; $A_w^i(t)$ — питома активність радіонукліда в i -й камері, Бк/л $\left(A_w^i(0) = A_w^i A_0 \cdot \left(1 - \sum_{j=1}^3 k_j x_j \right) \cdot V^{-1} \right)$; A_w^i — частка радіонуклідів, що надходить до i -ї камери, долі $\left(\sum_{i=1,2} A_w^i = 1 \right)$; A_0 — щільність радіоактивних випадів,

Бк/м²; k_j — коефіцієнт утримання радіонукліда рослинами j -ї екологічної групи; x_j — середнє по водоймі заростання j -ю екологічною групою рослин; V — середній об'єм водних мас на одиниці площі, л/м²; $p = \ln 2 / T_{1/2}$ — стала радіоактивного розпаду, доба⁻¹; $p_i = \ln 2 / T_{1/2i}$ — швидкість виведення радіонукліда з i -ї камери; доба⁻¹; $T_{1/2}$, $T_{1/2i}$ — період напіврозпаду та напіввиведення радіонукліда, відповідно, доба; $\Delta A_{ps}(t+\Delta t)$ — середнє по водоймі виведення або накопичення радіонукліда рослинами з одиниці площі за час Δt , Бк/м².

Вміст радіонуклідів у рослинах розраховували покровоко. При моделюванні вмісту радіонуклідів у занурених рослинах використовували однокамерну систему, у повітряно-водних рослинах та рослинах з плаваючим листям — двокамерну систему, аналогічну обраній для водних мас:

$$A_{p_j}(t + \Delta t) = \sum_{i=1,2} A_{p_{ji}}(t + \Delta t) = \sum_{i=1,2} \left[\frac{A_{p_{ji}}(t) e^{-p\Delta t} e^{-p_{ji}\Delta t} m_j(t)}{m_j(t + \Delta t)} + Z_j A_{p_{ji}} A_w(t) \Delta t \right], \quad (2)$$

де $A_{p_j}(t+\Delta t)$ — питомий вміст радіонукліда у рослинах j -ї екологічної групи у момент часу $t+\Delta t$, Бк/кг; $A_{p_{ji}}(t)$ — питомий вміст радіонукліда в i -й камері j -ї екологічної групи рослин, Бк/кг; $p_{ji} = \ln 2 / T_{1/2ji}$ — швидкість виведення радіонукліда з i -ї камери j -ї екологічної групи рослин, доба⁻¹; $m_j(t)$ — біомаса рослин j -ї екологічної групи, кг/м² (множник $\frac{m_j(t)}{m_j(t + \Delta t)}$ враховує зміну біомаси);

$Z_j = K_{nj} \ln 2 \left(\sum_{i=1,2} A_{p_{ji}} T_{1/2ji} \right)^{-1}$ — надходження радіо-

нукліда до рослин j -ї екологічної групи, доба⁻¹; $A_{p_{ji}}$ — частка радіонукліда, яка надходить до i -ї камери j -ї

екологічної групи, долі $\left(\sum_{i=1,2} A_{p_{ji}} = 1 \right)$; K_{nj} — рівно-

важний коефіцієнт накопичення радіонукліда рослинами j -ї екологічної групи; $T_{1/2ji}$ — період напіввиведення радіонукліда з i -ї камери j -ї екологічної групи рослин, доба.

Розрахунки перерозподілу радіонуклідів проводили в цілому для модельної водойми, що еквівалентно розрахунку на одиниці площі при постійній у просторі щільності забруднення водних рослин. Щільність забруднення рослин розраховували як добуток середньої біомаси [кг/м²] та питомої активності рослин. Радіонуклідне забруднення компонентів водних екосистем можна описувати наступними показниками: питома активність [Бк/кг], об'ємна активність [Бк/м³], активність на одиницю площі [Бк/м²] та загальна [Бк] або відносна [%]

активність радіонукліда; коефіцієнтами накопичення (K_n). Відрізняють рівноважні (див. (2)) та миттєві коефіцієнти накопичення, тобто величини, які показують відношення питомої активності радіонукліда у рослинах [Бк/кг] та у воді [Бк/л] у стані рівноваги та у обраний момент часу, відповідно. Згідно мети роботи ми досліджували поведінку у часі величини частки активності радіонукліда у рослинах (окремих екологічних груп та у цілому) до загальної активності радіонукліда в екосистемі. У подальшому ми будемо вживати термін відносна активність радіонукліда у екологічній групі рослин або у рослинах.

Параметри моделі. Параметри міграції ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs у водних масах обрані на підставі балансу радіонуклідів у воді Дніпровських водосховищ з урахуванням моделювання процесів незворотної фіксації радіонуклідів у донних відкладах [7]: для ⁹⁰Sr — $A_w^1 = 0,2$, $T_{1/21} = 134$ доби, $A_w^2 = 0,8$, $T_{1/22} = 828$ діб; для ¹³⁷Cs — $A_w^1 = 0,97$, $T_{1/21} = 111$ діб, $A_w^2 = 0,03$, $T_{1/22} = 7,5$ років. Виходячи з особливостей поведінки радіонуклідів цезію, церію, цирконію та рутенію у водних екосистемах [1, 2, 6] припускалося, що параметри міграції в системі “вода—донні відклади” цих радіонуклідів однакові.

Для повітряно-водних рослин та рослин з плаваючим листям параметри обміну радіонуклідів були обрані за [8]. З урахуванням обробки первинних даних [6] для цих груп параметри обміну окремих радіонуклідів були обрані однакові. Для занурених рослин параметри міграції розраховані нами за [1, 2]. Динаміку формування фітомаси водних рослин обирали за [9] та власними спостереженнями. Приймалося, що величина коефіцієнта утримання радіонукліда k_j для повітряно-водних рослин та рослин з плаваючим листям дорівнює одиниці, для занурених рослин — нулю.

Було прийнято, що після закінчення вегетації та до її початку фітомаса водних рослин дорівнює нулю. При моделюванні враховували тільки надземну фітомасу; внесок активності радіонуклідів, які зосереджені в підземній масі, врахований як частка радіоактивності донних відкладів.

Для водних об'єктів України характерна надзвичайна різноманітність гідроморфологічних та гідробіологічних показників. Так, глибина водойм змінюється від 1...2 метрів до кількох десятків метрів, а заростання повітряно-водними рослинами від 0 до 100 %. Обрано, що середня глибина

Таблиця 1. Параметри модельної водойми

Екологічна група рослин	Заростання, %	Максимальна фітомаса, г/м ²
Повітряно-водні	9,9	107,0
З плаваючим листям	0,7	1,1
Занурені	3,7	6,2

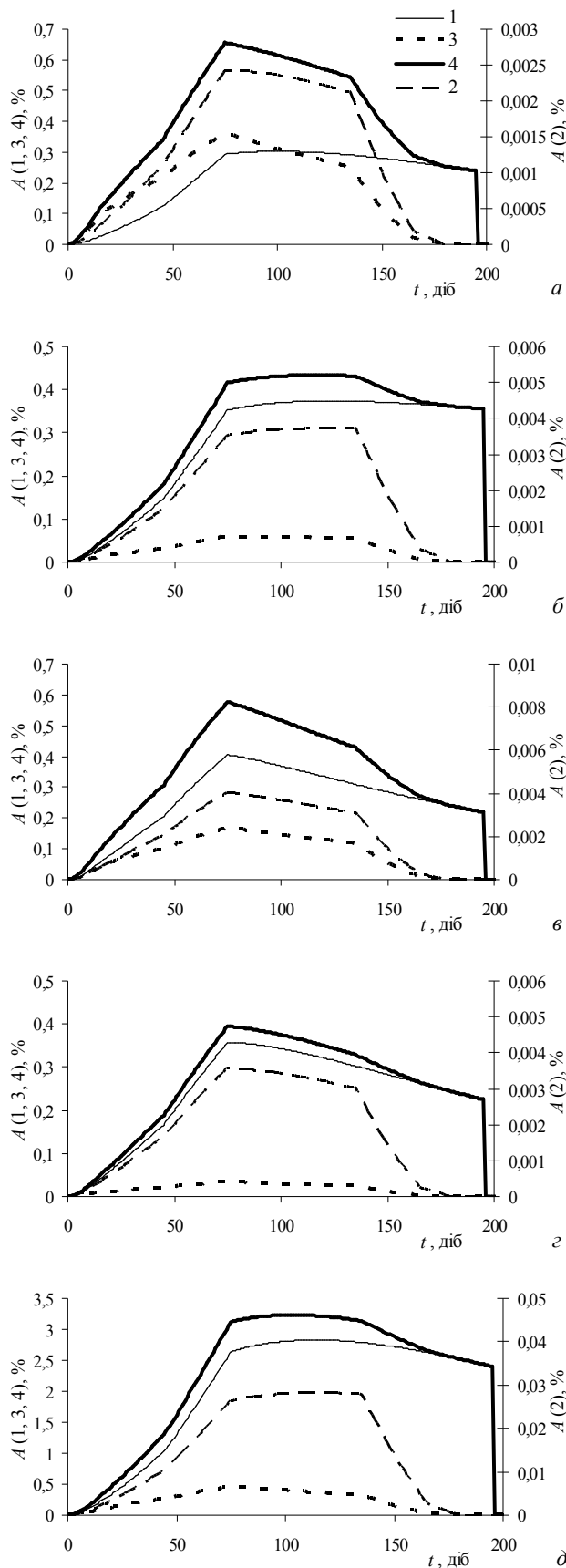


Рис. 1. Динаміка відносної активності ^{95}Zr (а), ^{90}Sr (б), ^{106}Ru (в), ^{137}Cs (г) та ^{144}Ce (д) за сценарієм 3 у вищих водних рослинах:
1 — повітряно-водні, 2 — з плаваючим листям, 3 — занурені, 4 — загальний вміст у рослинах

модельної водойми складає 4,0 м, а розвиток рослинності співпадає з показниками, які характерні для Київського водосховища (табл. 1).

Аварійний викид радіонуклідів може статися у будь-який час вегетації рослин. Тому з припущенням, що вегетація вищих водних рослин починається 15-го квітня, ми моделювали розподіл радіонуклідів, які випали на дзеркало водойми, за кількома сценаріями, а саме: *сценарій 1* — радіоактивні речовини потрапляють до водойми за 2 місяці до початку вегетації; *сценарій 2* — за 1 місяць до початку вегетації; *сценарій 3* — на початку вегетації; *сценарій 4* — через місяць після початку вегетації; *сценарій 5* — у пік вегетації (1 серпня).

Припущено, що дзеркало водойми було миттєво та рівномірно забруднено одним з досліджуваних радіонуклідів зі щільністю 40 кБк/м². Таке забруднення у випадку відсутності рослинності забезпечує первинне забруднення водних мас на рівні 10 Бк/л. Для *сценаріїв 1* та *2* припустили відсутність льодового покриву.

Результати моделювання. Існує два принципово різних випадки формування радіонуклідного забруднення водних екосистем. Радіонукліди, що випали на дзеркало водойми до початку вегетації рослин (*сценарії 1—3*), будуть накопичуватися рослинністю хронічно з водних мас, а у разі випадіння на вегетуючу рослинність (*сценарії 4—5*) вони будуть надходити до рослин не тільки хронічно з водних мас, а й з повітря у момент випадіння.

За *сценаріями 1—3* поведінка величини відносної активності кожного радіонукліда у рослинах відрізняється лише амплітудою (табл. 2). В той же час акумуляція різних радіонуклідів рослинами відрізняється амплітудою та швидкістю накопичення або виведення, про що свідчать різні нахили відрізків кривих динаміки (рис. 1).

Для другого випадку (*сценарії 4—5*) величина максимальної відносної активності рослин, за виключенням занурених, визначається проектним перекриттям (див. табл. 1, 2), а часові характеристики поведінки величини відносної активності радіонуклідів у цілому збігаються (рис. 2). Лише для радіоізотопів церію за *сценарієм 4* процеси накопичення повітряно-водними рослинами превалюють над процесами виведення (рис. 2, д).

У випадку забруднення водойми ^{95}Zr за *сценарієм 3* рослини з початком вегетації почнуть активно його накопичувати. Відносна активність ^{95}Zr у фітомасі занурених рослин досягне максимуму приблизно через 2,5 місяці після початку вегетації й становитиме 0,36 % від загальної кількості в екосистемі (рис. 1, а), а пізніше, через 3 місяці після початку вегетації, досягне максимуму відносна активність радіонукліда в фітомасі повітряно-водних рослин — ~0,3 %. Сумарна максимальна відносна активність ^{95}Zr в рослинах становитиме ~0,65 % від загальної.

Слід зауважити, що загальний вміст радіонукліда у фітомасі збільшуватиметься як за рахунок збільшення у ній питомого вмісту радіонукліда, так і за рахунок збільшення самої фітомаси. Так, питома активність ^{95}Zr у занурених рослинах збільшуватиметься впродовж 16...17 діб після початку вегетації, а відносний вміст радіонукліда у рослинах цієї групи збільшуватиметься впродовж 2,5 місяців, тобто до моменту досягнення максимальної маси.

Принципово інша картина динаміки відносної активності ^{95}Zr у рослинах спостерігатиметься у випадку його випадіння на вегетуючу надводну фітомасу, тобто за сценаріями 4 та 5 (рис. 2, а). Так, для повітряно-водних рослин у випадку випадіння через 1 місяць після початку вегетації ця величина складатиме 5,9 %, у пік вегетації — 9,9 %; для рослин з плаваючим листям — 0,42 % та 0,7 %, відповідно. Відносна активність ^{95}Zr у повітряно-водних рослинах та рослинах з плаваючим листям буде зменшуватися протягом вегетаційного сезону. Миттєві K_n у цих групах протягом вегетаційного сезону будуть у кілька разів більшими за рівноважні. Доречно відзначити, що такі процеси спостерігали у 1986 р. у верхніх Дніпровських водосховищах [5, 6].

При випадінні ^{90}Sr у різні терміни до або на початку вегетації динаміка його розподілу між абіотичними та біотичними компонентами за сценаріями 1—3 співпадає, незначно будуть відрізнятися лише амплітуди коливань (табл. 2).

Після початку вегетації кількість накопиченого у рослинах ^{90}Sr буде збільшуватися. Інтенсивне наростання вмісту ^{90}Sr спостерігатиметься приблизно впродовж 2,5 місяців після початку вегетації, потім збільшення активності повітряно-водних рослин та рослин з плаваючим листям уповільниться, а його відносна активність у занурених рослинах почне знижуватися (рис. 1, б).

У цілому, у разі сценаріїв 1—3 відносна активність ^{90}Sr у рослинах різних екологічних груп корелюватиме з їхньою фітомасою. В рослинах зосередиться близько 0,4 % від загальної кількості ^{90}Sr в екосистемі.

Для сценаріїв 4 та 5 динаміка відносної активності ^{90}Sr у повітряно-водних рослинах та рослинах з плаваючим листям протягом вегетаційного сезону зменшуватиметься (рис. 2, б), а миттєві K_n у цих рослинах 2,5 рази перевищать рівноважні.

При випадінні ^{103}Ru та ^{106}Ru до початку вегетації їхнє активне накопичення у фітомасі спостерігатиметься перші 2,5 місяці після початку вегетації, потім відносна активність кожного радіонукліда у рослинах зменшиться (рис. 1, в), що обумовлено зменшенням питомої активності рослин.

Як і для інших радіонуклідів, за сценаріями 1—3 відносна активність ^{137}Cs у рослинах буде однаковою, відрізнятиметься лише амплітуда (табл. 2).

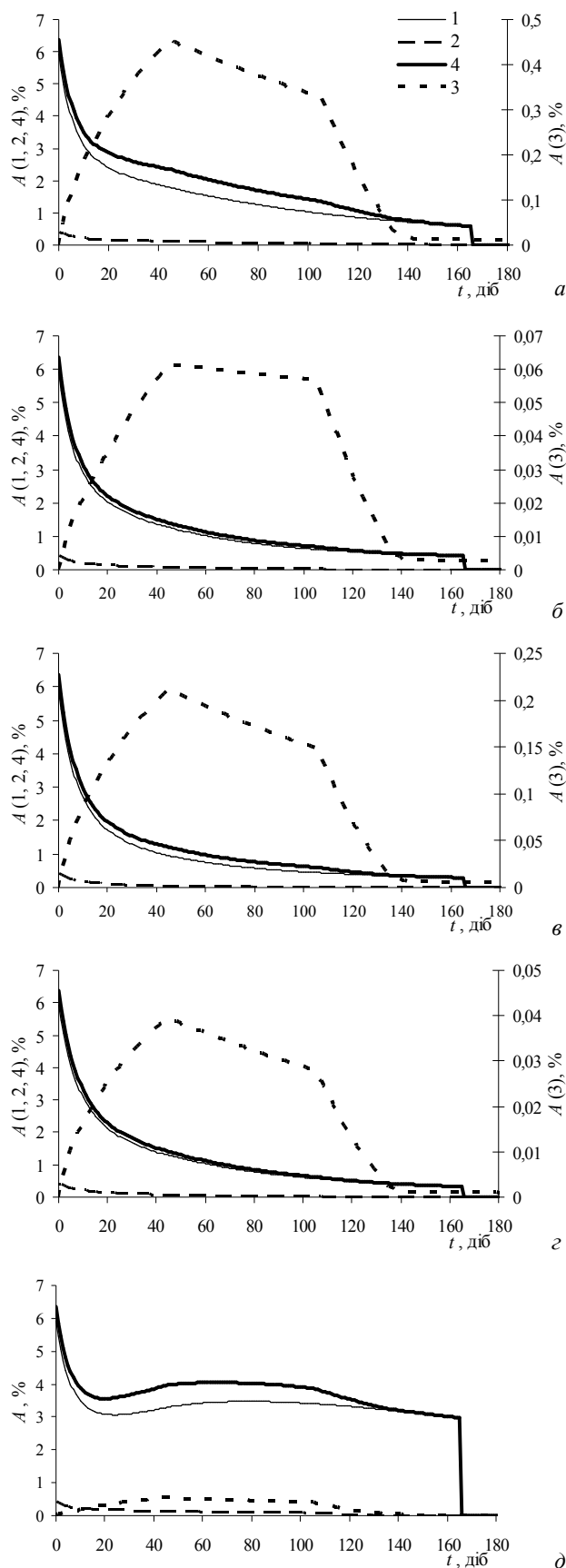


Рис. 2. Динаміка відносної активності ^{95}Zr (а), ^{90}Sr (б), ^{106}Ru (в), ^{137}Cs (з) та ^{144}Ce (д) за сценарієм 4 у вищих водних рослинах: 1 — повітряно-водні, 2 — з плаваючим листям, 3 — занурені, 4 — загальний вміст у рослинах

Таблиця 2. Максимальна відносна активність деяких радіонуклідів у вищих водних рослинах, % від загальної кількості в екосистемі

Екологічна група рослин	Сценарії											
	1						2					
	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce
Повітряно-водні	0,343	0,287	0,283	0,250	1,97	1,98	0,356	0,343	0,349	0,300	2,35	2,36
З плаваючим листям	0,003	0,003	0,003	0,003	0,02	0,02	0,004	0,003	0,003	0,003	0,02	0,02
Занурені	0,055	0,119	0,117	0,023	0,32	0,32	0,057	0,143	0,142	0,028	0,39	0,39
Р а з о м	0,400	0,409	0,404	0,276	2,26	2,26	0,410	0,490	0,484	0,330	2,70	2,70

Продовження табл. 2

Екологічна група рослин	Сценарії																	
	3						4						5					
	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	⁹⁰ Sr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce
Повітряно-водні	0,374	0,410	0,405	0,360	2,82	2,83	5,94	5,94	5,94	5,94	5,94	5,94	9,90	9,9	9,9	9,90	9,9	9,9
З плаваючим листям	0,004	0,004	0,004	0,004	0,03	0,03	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,70	0,7	0,7	0,70	0,7	0,7
Занурені	0,060	0,170	0,168	0,033	0,46	0,46	0,06	0,22	0,21	0,04	0,56	0,54	0,06	0,2	0,2	0,04	0,5	0,47
Р а з о м	0,430	0,584	0,577	0,394	3,23	3,23	6,36	6,36	6,36	6,36	6,36	6,36	10,6	10,6	10,6	10,6	10,6	10,6

Інтенсивне накопичення ¹³⁷Cs повітряно-водними рослинами та рослинами з плаваючим листям триватиме упродовж перших 2,5 місяців після початку вегетації (рис. 1, з), що обумовлено збільшенням фітомаси та питомої активності. Після досягнення рослинами максимальної фітомаси швидкість процесів виведення радіонукліда перевищить швидкість його надходження, тому загальна активність ¹³⁷Cs у рослинах почне зменшуватися за рахунок зменшення питомої активності. У занурених рослинах питома активність ¹³⁷Cs збільшуватиметься впродовж 22-х діб після початку вегетації, потім його питома активність буде зменшуватися, але за рахунок збільшення фітомаси загальна активність занурених рослин збільшуватиметься (рис. 1, з). Відносна активність ¹³⁷Cs у водних рослинах за сценаріями 1—3 не перевищуватиме 0,4 % від його кількості у екосистемі.

За сценаріями 4—5 відносна активність ¹³⁷Cs повітряно-водних рослин та рослин з плаваючим листям упродовж вегетаційного сезону буде зменшуватися, занурених — збільшуватиметься впродовж 1,5 місяців, далі буде зменшуватися спочатку за рахунок зменшення питомої активності, потім — внаслідок відмирання фітомаси (рис. 2, з).

Динаміка відносної активності ¹⁴¹Ce та ¹⁴⁴Ce у рослинах в основному співпадають. Зрозуміло, що абсолютні величини питомої активності для короткоіснуючого ¹⁴¹Ce з плином часу будуть меншими на величину радіоактивного розпаду. Для сценаріїв 1—3 максимальна величина відносної активності радіонуклідів церію у рослинах буде у 2—5 разів більшою за ¹³⁷Cs (табл. 2).

Розрахована за сценарієм 4 динаміка відносної активності радіоізоотопів церію у рослинах значно відрізняється від динаміки інших радіонуклідів (рис. 2, д). Упродовж перших 20 діб після радіоактивного випадіння, як і для інших радіонуклідів, відносний вміст ^{141,144}Ce у повітряно-водних рослинах та рослинах з плаваючим листям буде зменшуватися, однак надалі ця величина збільшиться. За сценарієм 5, так само, як і для інших радіонуклідів, відносна активність ^{141,144}Ce у повітряно-водних рослинах та рослинах з плаваючим листям буде поступово зменшуватися.

Висновки

У випадку разового аварійного надходження ⁹⁵Zr, ⁹⁰Sr, ^{103,106}Ru, ¹³⁷Cs та ^{141,144}Ce до водних екосистем у період до початку вегетації вищих водних рослин відносна активність радіонуклідів у фітомасі збільшується за рахунок збільшення питомої активності та маси рослин. Максимальна відносна активність радіонукліда у випадку випадіння до початку або на початку вегетації для ⁹⁵Zr, ⁹⁰Sr, ^{103,106}Ru та ¹³⁷Cs не перевищуватиме 0,7 % від загальної кількості радіоізоотопу в екосистемі, для ^{141,144}Ce — 3,4 %. У випадку радіоактивних випадіння на вегетуючу рослинність відносна активність радіонуклідів у фітомасі визначається проектним перекриттям водойми рослинами. Упродовж вегетаційного сезону відносний вміст радіонуклідів у фітомасі буде зменшуватися окрім сценарію 4 для ^{141,144}Ce, коли радіоактивні речовини потрапляють до водойми через місяць після початку вегетації.

Список використаної літератури

- Куликов Н. В. Радиоекология пресноводных биосистем / Н. В. Куликов, М. Я. Чеботина. — Свердловск : УрО АН СССР. — 1988. — 129 с.
- Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е. А. Тимофеева-Ресовская // Тр. Ин-та

- биології Урал. фил. АН СРСР. — Свердловск, 1963. — Вып. 30. — 77 с.
3. *Томілін Ю. А.* Радіонукліди в компонентах водних екосистем південного регіону України : міграція, розподіл, накопичення і контрзаходи : автореф. дис. ... доктора біол. наук : спец. 03.00.01 "Радіобіологія" / Ю. А. Томілін. — К., 2007. — 40 с.
 4. *Широка З. О.* Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами Дніпровських водоймищ : автореф. дис. ... канд. біол. наук : спец. 03.00.18 "Гідробіологія" / З. О. Широка. — К., 1995. — 25 с.
 5. *Волкова О. М.* Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу : автореф. дис. ... доктора біол. наук : спец. 03.00.17. "Гідробіологія" / О. М. Волкова. — К., 2008. — 34 с.
 6. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на черновильской АЭС / В. Д. Романко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др. // АН Украины, Ин-т гидробиологии. — К. : Наукова думка, 1992. — 194 с.
 7. *Беляев В. В.* Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ / В. В. Беляев, Е. Н. Волкова // Ядерна енергетика та довкілля. — 2014. — № 1 (3). — С. 34—38.
 8. *Пристер Б. С.* Основы сельскохозяйственной радиологии : учебное пособие / Б. С. Пристер, Н. А. Лощилов, О. Ф. Немец, В. А. Поярков — 2-е изд., переработ. и доп. — К. : Урожай, 1991. — 472 с.
 9. *Лукина Л. Ф.* Физиология высших водных растений / Л. Ф. Лукина, Н. Н. Смирнова. — К. : Наук. думка, 1988. — 188 с.

Отримано 05.12.2014