

УДК 532.517

Р.В. БЕЖЕНАР\*

**МОДЕЛЮВАННЯ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОАКТИВНОГО  $^{90}\text{Sr}$  У МОРСЬКИХ ОРГАНІЗМАХ**

\*Інститут проблем математичних машин і систем НАНУ, Київ, Україна

**Анотація.** Камерна модель Poseidon була застосована до північно-західної частини Тихого океану для оцінки забруднення морських організмів радіоактивним  $^{90}\text{Sr}$ , що потрапив у морське середовище в результаті аварії на АЕС Фукусіма 11 березня 2011 року. При оцінці впливу витoku радіонукліду було порівняно значення активності у воді, донних відкладеннях і морських організмах з відповідними фоновими значеннями, які сформувалися в регіоні протягом минулого століття в результаті випробувань атомної зброї. Динамічна модель переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення, що включає фітопланктон, зоопланктон, нехижу та хижу рибу, молюски, ракоподібні і водорості, була використана для розрахунку концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у морських організмах. Розроблений новий підхід до моделювання накопичення радіонуклідів у рибі, який враховує внески різних тканин у загальну концентрацію. Показано, що при розрахунку накопичення  $^{90}\text{Sr}$  потрібно розглядати дві основні тканини риби: кістки і м'язи. Результати моделювання показали добре співпадіння з вимірами в області розміром 4x4 км навколо АЕС Фукусіма для концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді, донних відкладеннях і хижій рибі при величині витoku на рівні 4% від витoku  $^{137}\text{Cs}$ .

**Ключові слова:** камерна модель, морські організми, накопичення  $^{90}\text{Sr}$ .

**Аннотация.** Камерная модель Poseidon была применена к северо-западной части Тихого океана для оценки загрязнения морских организмов радиоактивным  $^{90}\text{Sr}$ , попавшим в морскую среду в результате аварии на АЭС Фукусима 11 марта 2011 года. При оценке влияния вытока радионуклида были сравнены значения активности в воде, донных отложениях и морских организмах с соответствующими фоновыми значениями, которые сформировались в регионе на протяжении прошлого века в результате испытаний ядерного оружия. Динамическая модель переноса радионуклидов по цепочке питания, включающая фитопланктон, зоопланктон, нехищную и хищную рыбу, моллюски, ракообразные и водоросли, была использована для расчета концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в морских организмах. Разработан новый подход к моделированию накопления радионуклидов в рыбе, который учитывает вклад разных тканей в общую концентрацию. Показано, что при расчете накопления  $^{90}\text{Sr}$  нужно рассматривать две основные ткани рыбы: кости и мышцы. Результаты моделирования показали хорошее совпадение с измерениями в области размером 4x4 км вокруг АЭС Фукусима для концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде, донных отложениях и хищной рыбе при величине вытока на уровне 4% от вытока  $^{137}\text{Cs}$ .

**Ключевые слова:** камерная модель, морские организмы, накопление  $^{90}\text{Sr}$ .

**Abstract.** The box model Poseidon was applied to the Northwestern Pacific to estimate the contamination of marine organisms by radioactive  $^{90}\text{Sr}$ , which enters the marine environment due to the Fukushima Dai-ichi nuclear accident on the 11th of March 2011. The estimation of the impact of discharged radionuclide was done for activity concentration in the water, bottom sediments and marine organisms in comparison with background values, which were formed in the region during past century as a result of nuclear weapon tests. A dynamical model for transfer of radionuclides through the food-chain that includes phytoplankton, zooplankton, non-piscivorous (forage) and piscivorous (predatory) fish, mollusks, crustaceans and macro-algae was used for calculation of  $^{90}\text{Sr}$  concentration in marine organisms. A new approach for prediction of radionuclide accumulation in fish taking into account the contribution of different tissues in the total concentration was developed. It is shown that two tissues: bone and flesh, are the most important when accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  in fish is considered. Results of the simulations for water, bottom sediments and piscivorous fish are in good agreement with measurements in the area 4x4 km around Fukushima Dai-ichi NPP in the case when the discharge of  $^{90}\text{Sr}$  equal to 4% from the  $^{137}\text{Cs}$  discharge.

**Keywords:** box model, marine organisms, accumulation of  $^{90}\text{Sr}$ .

## 1. Вступ

З радіологічної точки зору найбільш важливими антропогенними радіонуклідами, що характеризуються порівняно довгим періодом напіврозпаду  $T_{1/2}$ , є  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2}=30,2$  роки) і  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2}=28,8$  років). Обидва радіонукліди є основними продуктами розщеплення в ядерних реакціях, вони добре розчинні у воді і легко засвоюються морськими організмами завдяки схожості хімічних властивостей між стронцієм і кальцієм (накопичуються у скелеті риб), а також між цезієм і калієм (накопичуються в основному в м'язовій тканині).

Переважна більшість радіоактивних  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  потрапила у Світовий океан у результаті випробувань атомної зброї в 50–60-х роках ХХ століття. Близько половини від загальної кількості даних радіонуклідів зосереджено в Тихому океані [1]. Це пов'язано з його великою площею, на яку осіла значна частина глобального випадіння, та високою активністю випробувань, що мали місце в екваторіальній частині Тихого океану в середині минулого століття. Моделювання розповсюдження  $^{137}\text{Cs}$  в морському середовищі проводилося в багатьох роботах як до аварії на АЕС Фукусіма [2-4], так і після неї [5–8]. Значно менше робіт присвячено особливостям розповсюдження  $^{90}\text{Sr}$  [9–11].

У результаті аварії на АЕС Фукусіма в 2011 році велика кількість  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  витекла безпосередньо в океан, а також випала на його поверхню з атмосфери. При цьому найбільш забрудненими виявилися прибережні області навколо АЕС. Згідно з загально прийнятими оцінками, кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що витекла безпосередньо в океан, склала 4-6 ПБк (1 ПБк =  $10^{15}$  Бк), тоді як на поверхню океану випало 5-15 ПБк  $^{137}\text{Cs}$ . З іншого боку, оцінки кількості  $^{90}\text{Sr}$ , що потрапила в океан у результаті аварії, відомі зі значно меншою точністю. У кількох роботах прямий витік  $^{90}\text{Sr}$  в океан оцінюється у проміжку 2–10% від витоку  $^{137}\text{Cs}$  [10, 12, 13]. Оскільки здатність  $^{90}\text{Sr}$  до випаровування значно менша, ніж  $^{137}\text{Cs}$ , то атмосферним випадінням  $^{90}\text{Sr}$  на поверхню океану можна знехтувати [12].

У роботі [11] камерна модель Poseidon була використана для моделювання переносу радіоактивного  $^{90}\text{Sr}$  в морському середовищі північно-західної частини Тихого океану і прилеглих морів (Жовтого, Східно-Китайського, Японського). Розглядалося як історичне забруднення в результаті випробувань атомної зброї, так і забруднення в результаті аварії на АЕС Фукусіма. Було отримане добре співпадіння результатів моделювання з даними вимірювань для концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді, донних відкладеннях і морських організмах до аварії 2011 року. Проте після аварії результати моделювання були досить суперечливими. Добре співпадіння з вимірами для розрахованої концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в донних відкладеннях було отримане при прямому витоці  $^{90}\text{Sr}$  в океан на рівні 2% від витоку  $^{137}\text{Cs}$ . Але при цьому концентрація  $^{90}\text{Sr}$  в рибі була набагато меншою у порівнянні з вимірами. Навіть при прямому витоці  $^{90}\text{Sr}$  в океан на рівні 10% від витоку  $^{137}\text{Cs}$  розрахована концентрація  $^{90}\text{Sr}$  в рибі залишалася меншою, ніж виміряна. Це означає, що підхід, який використовувався в роботі [11], дає правильну концентрацію  $^{90}\text{Sr}$  в рибі у рівноважних умовах (коли концентрація радіонукліду повільно змінюється з часом) і суттєво занижує значення концентрації в нерівноважних умовах (у випадку аварії).

Особливістю моделі Poseidon є наявність динамічної моделі ланцюжка живлення BURN [14], яка дозволяє описувати засвоєння радіонуклідів морськими організмами в нерівноважних умовах. У моделі морські організми об'єднуються у групи відповідно до їхнього положення в ланцюжку живлення. З іншого боку, радіонукліди комбінуються у групи, пов'язані з органами риб, в яких ці радіонукліди накопичуються. Такий підхід дозволяє використовувати обмежену кількість параметрів моделі. Але даний підхід добре працює тоді, коли радіонуклід накопичується в органі, який займає переважну частину маси тіла риби. Для прикладу, більша частина  $^{137}\text{Cs}$  накопичується в м'язах, що займають близько 80% маси риби. У цьому випадку можна знехтувати цезієм в інших органах. Інша ситуація із стронцієм, який накопичується в кістках. Масова частка кісток в організмі риби складає в середньому 12%. При цьому незначна концентрація стронцію в м'язовій тканині у поєд-

нанні з її великою масовою часткою може давати суттєве доповнення до загального значення концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в рибі. Тому підхід [14], коли береться до уваги лише орган, де накопичується максимальна концентрація радіонукліду і ігноруються всі інші органи, може суттєво занижувати розраховану концентрацію  $^{90}\text{Sr}$  у рибі.

У даній роботі розроблений новий підхід для розрахунку накопичення радіоактивного  $^{90}\text{Sr}$  в рибі, який враховує внески різних органів у загальну концентрацію. Проведене моделювання розповсюдження  $^{90}\text{Sr}$  в морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма. Ефективність нового підходу оцінено шляхом порівняння результатів моделювання з вимірами.

## 2. Модель переносу радіонуклідів у морському середовищі Poseidon

Модель Poseidon описує морське середовище як систему камер, що включають товщу води, донні відкладення і морські організми [15]. Кожна з камер у моделі може містити будь-яку кількість шарів води, забезпечуючи, таким чином, тривимірність системи. Також камери містять зважені намули, що рівномірно осідають на дно. В моделі вважається, що радіонукліди, адсорбовані зваженими частинками, знаходяться в рівновазі з розчиненими радіонуклідами. Перенос розчинених радіонуклідів між камерами описується процесами адвекції і дифузії. Переміщення осаджених радіонуклідів у дні описується за допомогою тришарової системи, в якій верхній шар взаємодіє з водою, між верхнім і середнім шаром відбувається дифузія радіонуклідів, а все, що потрапило в нижній шар в результаті осідання, вже ніколи не повертається наверх. Схематично дані процеси зображені на рис. 1, а основні рівняння моделі представлені в роботах [4, 8].

Засвоєння радіонуклідів морськими організмами відбувається безпосередньо з води, а також у результаті поїдання забрудненої їжі у ланцюжку живлення (рис. 1). В роботі моделюється ланцюжок живлення поверхневих організмів, що включає фітопланктон, зоопланктон, нехижу і хижу рибу, молюски та ракоподібні. Також розглядаються водорості, які засвоюють радіонукліди виключно з води. В роботі [8] показана необхідність включення в модель донного ланцюжка живлення для врахування переносу радіоактивного  $^{137}\text{Cs}$  з забруднених донних відкладень у донні безхребетні організми, а потім і в рибу по ланцюжку живлення. Але  $^{90}\text{Sr}$  набагато менше адсорбується зваженими у воді частинками, які при осіданні формують донне забруднення, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Коефіцієнт розподілу між адсорбованою і розчиненою фракціями  $K_d$  для  $^{90}\text{Sr}$  в 10 разів менший, ніж для  $^{137}\text{Cs}$  [16]. Тому в даній роботі донний ланцюжок живлення не розглядається.

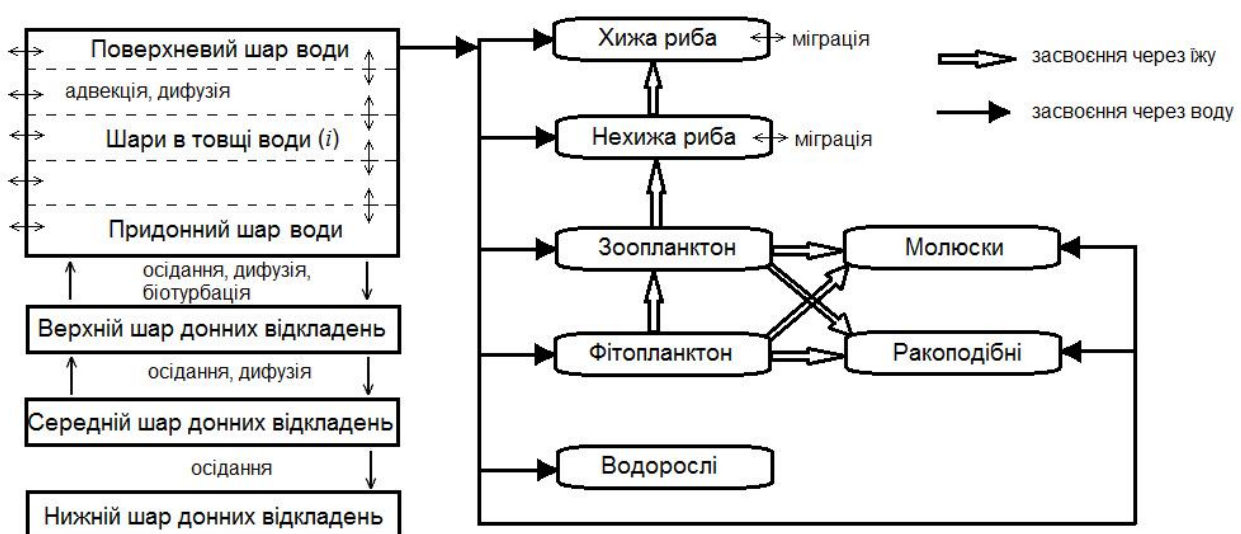


Рис. 1. Схематичне зображення процесів у кожній камері моделі Poseidon

Через швидкий метаболізм фітопланктону концентрація радіонуклідів в ньому  $C_{ph}$  розраховується з використанням концентраційного фактора [16], що передбачає моментальне засвоєння радіонукліду фітопланктоном і встановлення рівноважної концентрації з певним коефіцієнтом відносно води, який залежить від радіонукліду:

$$C_{ph} = CF_{ph} \cdot C_w, \quad (1)$$

де  $C_w$  – концентрація радіонукліду в воді,  $CF_{ph}$  – концентраційний фактор фітопланктону.

При розрахунку концентрації активності в водоростях  $C_{alg}$  часом затримки радіонукліду в рослині вже не можна ігнорувати. Тому для водоростей використовується рівняння, що описує засвоєння радіонукліду з води і виведення його за рахунок біологічного оновлення клітин рослини:

$$\frac{dC_{alg}}{dt} = CF_{alg} \cdot C_w - C_{alg} \cdot \frac{\ln 2}{T_{0.5(alg)}}, \quad (2)$$

де  $CF_{alg}$  – концентраційний фактор водоростей,  $t$  – час,  $T_{0.5(alg)}$  – біологічний час напівжиття радіонуклідів у водоростях.

Концентрація активності в інших організмах (зоопланктоні, молюсках, ракоподібних, нехижій і хижій рибі) також описується диференціальними рівняннями

$$\frac{dC}{dt} = aK_f C_f + bK_w C_w - \frac{\ln 2}{T_{0.5}} C, \quad (3)$$

де  $C$  – концентрація радіонуклідів у певному виді морських організмів,  $C_f$  – концентрація радіонуклідів в їжі,  $a$  – коефіцієнт засвоєння радіонуклідів з їжі,  $K_f$  – рівень засвоєння їжі,  $b$  – коефіцієнт засвоєння радіонуклідів з води,  $K_w$  – рівень засвоєння води,  $T_{0.5}$  – біологічний час напівжиття радіонуклідів в організмі.

Раціон морських організмів може складатися з  $n$  різних типів їжі. У цьому випадку концентрація в їжі  $C_f$  розраховується за допомогою сумування

$$C_f = \sum_{i=1}^n C_{prey,i} P_{prey,i} \frac{drw_{pred}}{drw_{prey,i}}, \quad (4)$$

де  $C_{prey,i}$  – концентрація радіонукліду в їжі типу  $i$ ,  $P_{prey,i}$  – частка їжі типу  $i$  в раціоні,  $drw_{pred}$  – частка сухої маси в організмі хижака,  $drw_{prey}$  – частка сухої маси в організмі жертви. В моделі вважається, що частка фітопланктону в раціоні зоопланктону складає 1,0; частка зоопланктону в раціоні нехижої риби складає 1,0; частка фітопланктону і зоопланктону в раціоні молюсків складає 0,8 і 0,2 відповідно; частка фітопланктону і зоопланктону в раціоні ракоподібних складає 0,2 і 0,8 відповідно; частка нехижої риби в раціоні хижої риби складає 1,0. Значення інших параметрів приведені в табл. 1.

Таблиця 1. Параметри динамічної моделі переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення

	$drw$	$K_1$ день <sup>-1</sup>	$a$	$K_w$ м <sup>3</sup> (кг день) <sup>-1</sup>	$b$	$T_{0.5}$ дні
Фітопланктон	0,1	-	-	-	-	-
Водорості	0,1	-	-	0,6	0,001	60
Зоопланктон	0,1	1,0	0,2	1,5	0,001	5

Молюски	0,1	0,06	0,5	0,15	0,001	50
Ракоподібні	0,1	0,015	0,5	0,1	0,001	100
Нехижа риба	0,25	0,030	0,5	0,1	0,001	Табл. 2
Хижа риба	0,3	0,007	0,7	0,075	0,001	Табл. 2

Рівняння (3) описує концентрацію активності в рибі, якщо радіонуклід рівномірно розподілений у всьому організмі. Але це справедливо лише для деяких радіонуклідів типу цезію. Інші радіонукліди, такі як плутоній, стронцій, важкі метали, накопичуються в певних тканинах. У цьому випадку концентрація в рибі розраховується за допомогою сумування концентрацій у тканинах з урахуванням їхньої вагової частки:

$$C_{fish} = \sum_{k=1}^m C_k f_k, \quad (5)$$

де  $f_k$  – вагова частка  $k$ -тої тканини,  $C_k$  – концентрація радіонукліду в  $k$ -тій тканині.

Основною метою даної роботи було розробити нову модель для розрахунку накопичення радіонуклідів окремо в кожній тканині. З цією метою для риби рівняння (3) розділяється на 3 рівняння, кожне з яких описує накопичення радіонукліду в окремій тканині:

$$\begin{cases} \frac{dC_{bone}}{dt} = a_b K_f C_f + b K_w C_w - \frac{\ln 2}{T_{0.5(b)}} C_{bone}, \\ \frac{dC_{flesh}}{dt} = a_f K_f C_f + b K_w C_w - \frac{\ln 2}{T_{0.5(f)}} C_{flesh}, \\ \frac{dC_{organ}}{dt} = a_o K_f C_f + b K_w C_w - \frac{\ln 2}{T_{0.5(o)}} C_{organ}. \end{cases} \quad (6)$$

У рівняннях (6) невизначеними залишаються лише коефіцієнти засвоєння радіонуклідів з їжі різними тканинами (кістками  $a_b$ , м'язами  $a_f$  і внутрішніми органами  $a_o$ ). Їх можна визначити при одночасному виконанні двох умов: використанні експериментально отриманих відношень концентрації радіонуклідів у рибі до концентрації в кожному органі [17] та досягненні рівноважного значення концентраційного фактора в рибі згідно з [16]. Значення отриманих параметрів для різних тканин представлені в табл. 2.

Таблиця 2. Параметри тканин в організмі риби, що використовуються в динамічній моделі

Тканина	Кістки ( <i>bone</i> )	М'язи ( <i>flesh</i> )	Внутрішні органи ( <i>organ</i> )
Вагова частка тканини $f_k$	0,12	0,80	0,08
Біологічний час напівжиття радіонуклідів у тканинах нехижої риби (дні)	500	75	20
Біологічний час напівжиття радіонуклідів у тканинах хижої риби (дні)	1000	150	40
Коефіцієнт засвоєння $^{90}\text{Sr}$ з їжі для нехижої риби	0,2	0,3	0,3
Коефіцієнт засвоєння $^{90}\text{Sr}$ з їжі для хижої риби	0,3	0,4	0,4

Відомо, що в морському середовищі засвоєння радіонуклідів живими організмами зменшується за рахунок присутності конкуруючих іонів у воді, що призводить до зменшення засвоєння через мембрани рослин і через зябра інших організмів. Конкуруючим іоном для засвоєння радіоактивного стронцію є іон кальцію  $\text{Ca}^{2+}$ . Це було враховано в моделі через зміну коефіцієнта засвоєння радіонуклідів з води  $b$ . Для риби цей коефіцієнт є функцією солоності [18]. Оскільки в північно-західній частині Тихого океану солоність є практично однаковою, то в моделі використовувалося значення параметра  $b = 3 \cdot 10^{-5}$ , що відповідає солоності 34,5 г/л. Значення параметра  $b$  для зоопланктону ( $b = 1 \cdot 10^{-4}$ ), моллюсків ( $b = 3 \cdot 10^{-4}$ ) і ракоподібних ( $b = 1 \cdot 10^{-4}$ ) були обрані, щоб задовольнити рівноважні значення концентраційних факторів для стронцію [16].

### 3. Моделювання накопичення радіоактивного $^{90}\text{Sr}$ в морських організмах після аварії на АЕС Фукусіма

При оцінці впливу витоку радіонуклідів у результаті аварії на АЕС Фукусіма на морське середовище важливо порівняти ріст активності у воді, донних відкладеннях і морських організмах з доаварійними значеннями. Для цього потрібно отримати фонові значення концентрації радіонуклідів, які сформувалися в регіоні протягом останніх років. З цією метою була створена система камер, що охоплює північно-західну частину Тихого океану і прилеглі моря (Жовте, Східно-Китайське і Японське). Всього розглядається 176 камер, включаючи 3 основні річки регіону (рис. 2). У глибоководних областях товща води була розділена на 3 вертикальних шари для кращого описання вертикального і горизонтального переносу активності у верхньому (від поверхні до глибини 200 м), середньому (200-1000 м) і нижньому (понад 1000 м) шарах. Адвективні і дифузійні потоки води між камерами були розраховані усередненням за 10-річний період (2000–2009) тривимірних течій, отриманих чисельною моделлю термогідродинаміки ROMS. Детальніше параметри камер описані в [4].

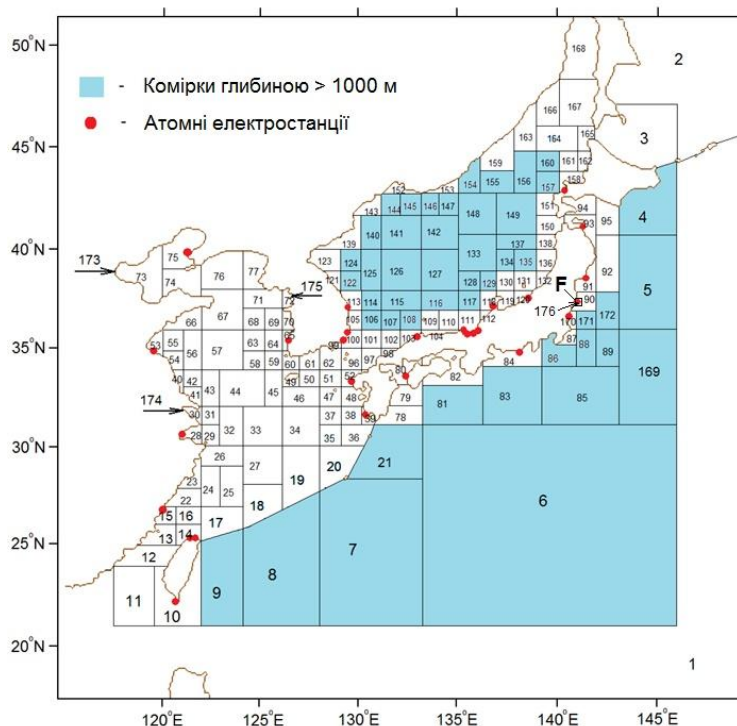


Рис. 2. Система камер північно-західної частини Тихого океану і прилеглих морів. Стрілочками позначені основні річки регіону (173 – Хуане, 174 – Янцзи, 175 – Хан). Положення АЕС Фукусіма позначене літерою «F»

Основним джерелом радіоактивного  $^{90}\text{Sr}$  протягом 1945–2010 рр. було глобальне випадіння на поверхню океану в результаті випробувань атомної зброї. В моделі задавалося щорічне випадіння за даний період на поверхню кожної камери. Потік  $^{90}\text{Sr}$  в розрахункову область океанськими течіями через її границі був оцінений на основі даних вимірювань концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в океані [19]. В моделі цей потік використовувався як граничні умови для камер на південній і східній границях області (рис. 2). Стронцій є досить мобільним елементом, який легко стікає з поверхні землі в річки, а з ними в моря. Тому для загального балансу  $^{90}\text{Sr}$  у Тихому океані в моделі було враховано стік стронцію, що випав на поверхню землі в результаті глобального випадіння, основними річками регіону. Детальний опис усіх джерел  $^{90}\text{Sr}$ , які формують фонову концентрацію в розрахунковій області, приведений в [11]. Також в роботі [11] приведені порівняння розрахованих значень концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді в різних камерах з вимірами при даних умовах моделювання. Отриманий коефіцієнт кореляції (92%) підтверджує, що модель правильно відтворює фонові концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в розрахунковій області.

Максимальні концентрації радіонуклідів після аварії на АЕС Фукусіма спостерігалися у прибережній області навколо станції. Щоб описати цю область за допомогою моделювання, було створено додаткову камеру 176 в середині камери 90 (рис. 2). Розміри додаткової камери 15x30 км, а середня глибина 50 м. Проте більша частина вимірювань  $^{90}\text{Sr}$  проводилася в ще меншій прибережній області. Тому було створено прибережну камеру в середині камери 176 розміром 4x4 км і глибиною 18 м. Оскільки ці додаткові камери мають значно менші розміри, ніж стандартні камери моделі Poseidon, то для них стає важливим процес випадкової міграції риби. Риба з областей з високою концентрацією радіонуклідів може мігрувати в області з низькою концентрацією і навпаки, суттєво змінюючи середню концентрацію радіонуклідів в рибі. В моделі це враховується введенням додаткового дифузійного доданку в рівняннях (6), який діє лише в додаткових камерах. Детальніше включення випадкової міграції риби в модель описане в роботах [4, 8].

Джерело  $^{90}\text{Sr}$  в результаті аварії складається з двох частин: витік води з високою концентрацією протягом кількох тижнів після аварії (прямий витік) та просочування  $^{90}\text{Sr}$  через ґрунтові води протягом наступного часу до теперішніх днів (постійний витік). Визначення величини прямого витоку є непростим завданням, оскільки в перші дні після аварії прямі виміри концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в забрудненій воді не проводилися. Оцінки прямого витоку здійснювалися на основі припущення, що витік  $^{90}\text{Sr}$  був пропорційний до витоку  $^{137}\text{Cs}$ , величина якого визначена з набагато кращою точністю і в більшості досліджень становить 4 ПБк. У даній роботі прямий витік  $^{90}\text{Sr}$  був прийнятий як 4% від витоку  $^{137}\text{Cs}$ , що дорівнює 160 ТБк (1 ТБк =  $10^{12}$  Бк). Це співвідношення лежить у проміжку 2–10%, що відповідає оцінкам, наведеним у роботах [10, 12, 13]. Також не існує даних про величину постійного витоку радіонуклідів з ємностей, в яких зберігається сильно забруднена вода, вилучена з пошкодженого енергоблока АЕС. В роботі [11] проведено порівняння концентрації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді поблизу станції протягом 3 років після аварії і показано, що в середньому ці концентрації рівні. Це свідчить про приблизно однакову величину постійного витоку  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  з області навколо станції. Згідно з [20], величина постійного витоку  $^{137}\text{Cs}$  з області навколо станції становить 3,6 ТБк/рік. Проте подальші виміри концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді поблизу станції показали, що з часом вона зменшується, а це свідчить про зменшення величини постійного витоку. В даній роботі значення постійного витоку задавалося рівним 3,6 ТБк/рік для періоду з другої половини 2011 року до кінця 2012 року, 1,0 ТБк/рік в 2013 році та 0,36 ТБк/рік, починаючи з 2014 року і до кінця розрахунку.

На рис. 3 показані результати моделювання концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді і донних відкладеннях у порівнянні з вимірами до [21] і після [22] аварії на АЕС Фукусіма у прибережній камері розміром 4x4 км навколо станції. Згідно з результатами моделювання, концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у воді досягла максимуму відразу після прямого витоку, але дуже швидко опу-

тилася до рівня  $650 \text{ Бк/м}^3$ , на якому трималася до кінця 2012 року завдяки постійному ви-току. У 2013 році концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у воді опустилася до  $175 \text{ Бк/м}^3$ , а починаючи з 2014 року – до  $65 \text{ Бк/м}^3$ . Варто відмітити, що результати моделювання показують середнє по камері значення концентрації. Його можна порівняти з усередненими за відповідні періоди вимірами. Отже, згідно з вимірюваннями, середнє значення концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді в 2012 році становило  $900 \pm 490 \text{ Бк/м}^3$ , в 2013 році –  $420 \pm 190 \text{ Бк/м}^3$ , і в 2014–2015 роках –  $110 \pm 40 \text{ Бк/м}^3$ . Це свідчить, що модель досить точно відтворює забруднення прибережних вод на-вколо АЕС Фукусіма радіоактивним  $^{90}\text{Sr}$  при заданих значеннях прямого і постійного ви-токів. Таким чином, моделювання може допомагати оцінювати величини витоків забруд-неної води при їхній невизначеності.

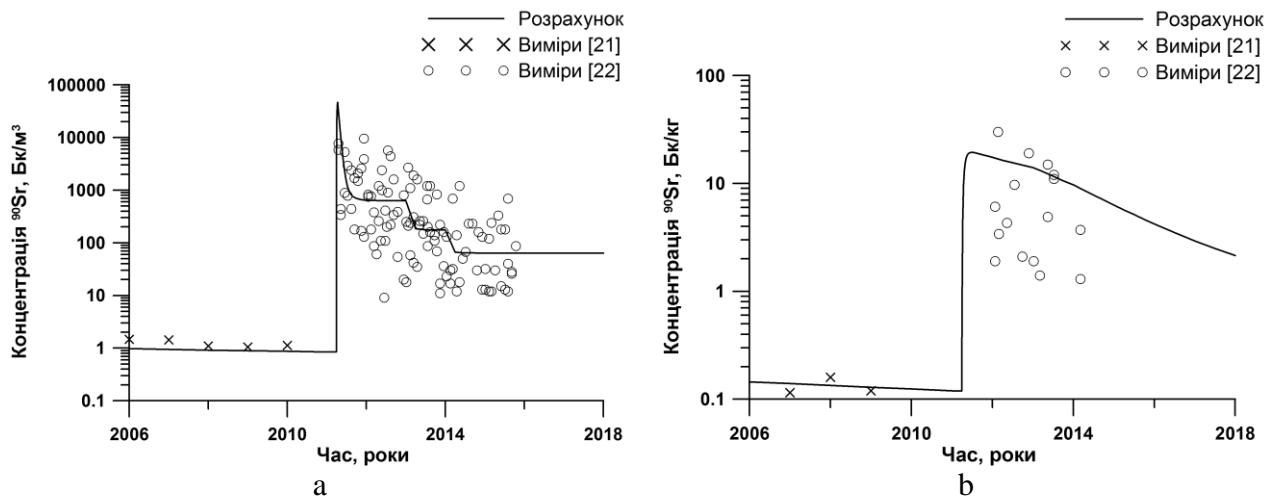


Рис. 3. Порівняння результатів моделювання концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у воді (а) і донних відкладеннях (б) з вимірами у прибережній камері розміром  $4 \times 4$  км навколо станції

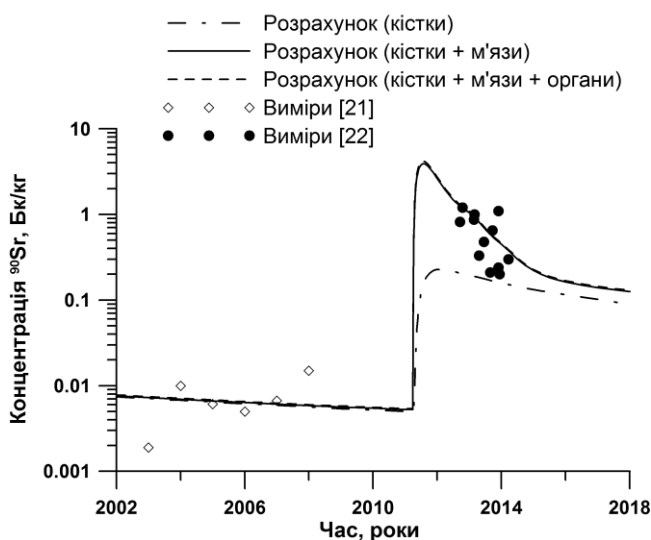


Рис. 4. Порівняння результатів моделювання концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у хижій рибі з вимірами у прибережній камері розміром  $4 \times 4$  км навколо станції

розміром  $4 \times 4$  км навколо станції зображене на рис. 4. Перед аварією на АЕС Фукусіма розрахунки порівнювалися з вимірами в терпузі (*Hexagrammos otakii*) [21]. Після аварії було всього кілька вимірювань  $^{90}\text{Sr}$  [22] у різних видах риби, які можна віднести до хижої: мор-

Як і для води, концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у донних відкладеннях узгоджується з вимірами до аварії на АЕС Фукусіма. Після аварії виміри показують, що забруднення лягло на дно дуже нерівномірно. Лише у 2012 році виміряні концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у донних відкладеннях змінюються у проміжку від 1,9 до  $30 \text{ Бк/кг}$ . Згідно з розрахунком, протягом 3 місяців після аварії концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у донних відкладеннях зростає з фонового значення  $0,1 \text{ Бк/кг}$  до  $20 \text{ Бк/кг}$ , а потім повільно спадає і досягне  $2 \text{ Бк/кг}$  на початку 2018 року, що на порядок вище фонових значень. На рис. 3b видно, що розрахована тенденція зміни забруднення донних відкладень у загальному узгоджується з вимірами.

Порівняння розрахованих і виміряних значень концентрації  $^{90}\text{Sr}$  у різних видах хижої риби у прибережній камері



ському окуні (*Lateolabrax japonicus*), йоржі (*Sebastes cheni*) і плоскотілій акулі (*Squalus squatina*). Розрахунки проводилися для трьох варіантів моделі накопичення радіонукліду в рибі: 1)  $^{90}\text{Sr}$  накопичується лише в кістках, де спостерігається максимальна концентрація нукліду (стандартна модель BURN [14]); 2)  $^{90}\text{Sr}$  накопичується в усіх тканинах (нова модель, розроблена в даній роботі); 3)  $^{90}\text{Sr}$  накопичується в кістках і м'язах (нова спрощена модель).

З рис. 4 видно, що у випадку  $^{90}\text{Sr}$  важливим є включення кісток і м'язів у модель накопичення радіонукліду в рибі. Розрахунок, коли враховується лише накопичення в кістках, дає суттєво занижену концентрацію  $^{90}\text{Sr}$  у рибі, як це і було в [11]. Врахування накопичення  $^{90}\text{Sr}$  в усіх тканинах, включаючи органи, дає практично такі ж результати, як і у спрощеному варіанті, коли розглядається накопичення лише в кістках і м'язах риби. Це означає, що при моделюванні накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у рибі обов'язково потрібно розглядати дві основні тканини: кістки і м'язи.

#### 4. Висновки

Камерна модель Poseidon була застосована до північно-західної частини Тихого океану для оцінки забруднення морських організмів радіоактивним  $^{90}\text{Sr}$ , що потрапив у морське середовище в результаті аварії на АЕС Фукусіма 11 березня 2011 року. Модель описує перенос радіоактивності у воді і донних відкладеннях, а також міграцію радіонуклідів по ланцюжку живлення морських організмів. Для оцінки забруднення в результаті аварії у порівнянні з фоновими значеннями концентрації  $^{90}\text{Sr}$ , які сформувалися в регіоні протягом минулого століття в результаті випробувань атомної зброї, розрахунки проводилися з 1945 року.

Динамічна модель переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення, що включає фітопланктон, зоопланктон, нехижу та хижу рибу, молюски, ракоподібні і водорості, була використана для розрахунку концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в морських організмах. Розроблений новий підхід для моделювання накопичення радіонуклідів у рибі, який враховує внески різних тканин у загальну концентрацію. Показано, що при розрахунку накопичення  $^{90}\text{Sr}$  потрібно розглядати дві основні тканини риби: кістки і м'язи.

Щоб детально описати прибережну область, де спостерігались максимальні концентрації  $^{90}\text{Sr}$ , були створені вкладені одна в одну прибережні камери розміром 15x30 і 4x4 км навколо АЕС Фукусіма. В роботі величина прямого витоку  $^{90}\text{Sr}$  в морське середовище становила 4% від витоку  $^{137}\text{Cs}$ , що узгоджується з більшістю оцінок. Також брався до уваги постійний витік радіонукліду через ґрунтові води, величина якого поступово зменшувалася з часом. Результати моделювання показали добре співпадіння з вимірами в малій прибережній області розміром 4x4 км для концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в воді, донних відкладеннях і хижій рибі при описаних джерелах забруднення.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and sea / A. Aarkrog, K.O. Buesseler, R. Delfanti [et al.] // IAEA, International Atomic Energy Agency. IAEA-TECDOC-1429 IAEA. – Vienna, Austria, 2005. – 196 p.
2. Tsumune D. Behavior of  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in the North Pacific in an ocean general circulation model / D. Tsumune, M. Aoyama, K. Hirose // Journal of Geophysical Research. – 2003. – Vol. 108, N C8. – P. 3262 – 3279.
3. Nakano M. Oceanic general circulation model for the assessment of the distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the world ocean / M. Nakano, P. Povinec // Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. – 2003. – Vol. 50. – P. 2803 – 2816.
4. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident / V. Maderich, R. Bezhenar, R. Heling [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – Vol. 131. – P. 4 – 18.

5. Nakano M. Long-term simulations of the  $^{137}\text{Cs}$  dispersion from the Fukushima accident in the world ocean / M. Nakano, P.P. Povinec // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2012. – Vol. 111. – P. 109 – 115.
6. Status of  $^{137}\text{Cs}$  contamination in marine biota along the Pacific coast of eastern Japan derived from a dynamic biological model two years simulation following the Fukushima accident / Y. Tateda, D. Tsunumune, T. Tsubono [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 151. – P. 495 – 501.
7. Vives i Batlle J. Dynamic modelling of radionuclide uptake by marine biota: application to the Fukushima nuclear power plant accident / J. Vives i Batlle // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 151. – P. 502 – 511.
8. Transfer of radiocaesium from contaminated bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post-Fukushima and post-Chernobyl periods / R. Bezhenar, K.T. Jung, V. Maderich [et al.] // *Biogeosciences*. – 2016. – Vol. 13. – P. 3021 – 3034.
9. Numerical experiment for Strontium-90 and Cesium-137 in the Japan Sea / H. Kawamura, T. Ito, T. Kobayashi [et al.] // *Journal of Oceanography*. – 2010. – Vol. 66. – P. 649 – 662.
10. Numerical modelling of the releases of  $^{90}\text{Sr}$  from Fukushima to the ocean: an evaluation of the source term / R. Periañez, K.S. Suh, B.I. Min [et al.] // *Environmental Science and Technology*. – 2013. – Vol. 47, N 21. – P. 12305 – 12313.
11. Dispersion and fate of  $^{90}\text{Sr}$  in the Northwestern Pacific and adjacent seas: global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident / V. Maderich, K.T. Jung, R. Bezhenar [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2014. – Vol. 494 – 495. – P. 261 – 271.
12.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{89}\text{Sr}$  in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident / N. Casacuberta, P. Masqué, J. Garcia-Orellana [et al.] // *Biogeosciences*. – 2013. – Vol. 10. – P. 3649 – 3659.
13. Povinec P.P. Radiostrontium in the western North Pacific: characteristics, behavior, and the Fukushima impact / P.P. Povinec, K. Hirose, M. Aoyama // *Environmental Science and Technology*. – 2012. – Vol. 46. – P. 10356 – 10363.
14. Heling R. On the dynamical uptake model developed for the uptake of radionuclides in marine organisms for the POSEIDON-R model system / R. Heling, L. Koziy, V. Bulgakov // *Radioprotection*. – 2002. – Vol. 37, C1. – P. 833 – 838.
15. Lepicard S. POSEIDON-R/RODOS models for radiological assessment of marine environment after accidental releases: application to coastal areas of the Baltic, Black and North Seas / S. Lepicard, R. Heling, V. Maderich // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2004. – Vol. 72. – P. 153 – 161.
16. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment / T. Cabianca, J. Carrol, N.S. Fisher [et al.] // IAEA, International Atomic Energy Agency. Technical Report Series N 422. – Vienna, Austria, 2004. – 101 p.
17. Yankovich T. Wholebody to tissue-specific concentration ratios for use in biota dose assessments for animals / T. Yankovich, N. Beresford, M. Wood // *Radiation Environmental Biophysics*. – 2010. – Vol. 49. – P. 549 – 565.
18. Heling R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R / R. Heling, R. Bezhenar // *Radioprotection*. – 2009. – Vol. 44. – P. 741 – 746.
19. MARiS (Marine Information System): Radioactivity and stable isotope data in the marine environment [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://maris.iaea.org>, 2015.
20. Kanda J. Continuing  $^{137}\text{Cs}$  release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012 / J. Kanda // *Biogeosciences*. – 2013. – Vol. 10. – P. 6107 – 6113.
21. MEXT (Japanese Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) Environmental radiation database [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top>, 2013.
22. TEPCO (Tokyo Electric Power Company): Current situation of Fukushima Daiichi and Daini nuclear power station [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/index-e.html>, 2016.

*Стаття надійшла до редакції 28.12.2016*