

УДК 532.517

## **МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ З ДОННИХ ВІДКЛАДЕНЬ ДО РИБИ ЧЕРЕЗ ДОННИЙ ЛАНЦЮЖОК ЖИВЛЕННЯ**

Р.В. Беженар, В.С. Мадерич

*Інститут проблем математичних машин і систем НАН України*

e-mail: romanbezhenar@gmail.com

### **Вступ**

Аварійні забруднення в прибережних зонах є найбільш небезпечними через те, що вони мають локальний концентрований характер та завдають шкоди не тільки морському середовищу, але й негативно впливають на берегову область, яка може бути густо заселеною. Забруднення можуть бути хімічними, хіміко-біологічними, радіаційними та іншими, але вони мають деякі спільні риси, зокрема вони переносяться течіями і впливають на морські організми і на людину. Перенос та фізико-хімічні перетворення різних типів забруднення керуються цілою низкою взаємопов'язаних процесів: адвекція, що спричинена вітром та течіями, розтікання за рахунок турбулентної дифузії, зміни у властивостях за рахунок процесів розпаду чи хімічних реакцій, взаємодія з завислими та придонними намулами та береговою лінією. З точки зору радіаційного забруднення, Чорне море після аварії на ЧАЕС є другим у світі по вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і третім по вмісту  $^{137}\text{Cs}$ . В басейні річок, які впадають в Чорне море діють 37 блоків АЕС (15 в Україні, 12 в Росії, 4 в Угорщині, по 2 в Болгарії і Румунії, по 1 в Словенії і Словаччині), що складає потенційну небезпеку додаткового забруднення моря. Особливістю радіаційного забруднення є його довготривалість, а також властивість накопичення радіонуклідів в морських організмах.

Для довгострокових розрахунків радіоактивного забруднення авторами розвивається камерна модель переносу радіонуклідів в морському середовищі Посейдон. Вона дозволяє описувати міграцію різних радіонуклідів, починаючи від джерела забруднення і закінчуючи оцінками доз внутрішнього опромінення людини за рахунок споживання морепродуктів. Після аварії на АЕС Фукусіма-1 у вільному доступі з'явилася велика кількість інформації, пов'язаної з вимірами концентрації радіонуклідів у воді, верхньому шарі донних відкладень, рибі і інших морських організмах, що дозволило значно покращити модель. Результати розрахунків показали добре співпадіння з вимірами для цезію і стронцію [1, 2]. В даній роботі показано, що при довгостроковому моделюванні переносу радіонуклідів у морському середовищі необхідно враховувати додаткове джерело забруднення морських організмів, пов'язане з міграцією радіонуклідів з донних відкладень через донний ланцюжок живлення.

### **Камерна модель переносу радіонуклідів у морському середовищі Посейдон**

Камерна модель POSEIDON-R [3] була модифікована і адаптована до північно-західної частини Тихого океану. Особливістю моделі POSEIDON-R є наявність динамічної моделі ланцюжка живлення BURN [4], яка дозволяє описувати засвоєння радіонуклідів морськими організмами в нерівноважних умовах. Кожна з камер в моделі може містити будь-яку кількість шарів води, забезпечуючи, таким чином, тривимірність системи. Також камери містять зважені намули заданої концентрації, які 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 в дні описується за допомогою трьох-шарової 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.

В моделі BURN засвоєння радіонуклідів морськими організмами відбувається безпосередньо з води і в результаті поїдання забрудненої їжі у ланцюжку живлення. Схематично це зображено на рис. 1. Через швидкий метаболізм фітопланктону, концентрація радіонуклідів в ньому розраховується з використанням концентраційного фактору [5], що передбачає моментальне засвоєння радіонукліду фітопланктоном і встановлення рівноважної концентрації з певним коефіцієнтом відносно води, який залежить від радіонукліду. Концентрація активності в інших організмах (водорослях, безхребетних організмах і в рибі) описується диференціальним рівнянням, що пов'язує концентрацію в "хижаку"  $C_{(pred)}$  з концентрацією в "жертві"  $C_f$

$$\frac{dC_{(pred)}}{dt} = a K_1 C_f + b K_w C_w(t) - K_{0.5} C_{(pred)}, \quad (1)$$

де  $K_1$  – швидкість споживання їжі,  $a$  – коефіцієнт засвоєння радіонукліду з їжі,  $K_w$  – швидкість споживання води,  $b$  – коефіцієнт засвоєння радіонукліду з води,  $C_w$  – концентрація активності у воді,  $K_{0.5}$  – швидкість виведення радіонукліду з організму, що виражається через біологічний час напівжиття  $K_{0.5} = \ln 2 T_{0.5}^{-1}$ .

Формулу (1) можна застосовувати для риби у випадку, якщо радіонуклід рівномірно розподіляється по всьому організму (наприклад, цезій). Проте деякі радіонукліди накопичуються в певних органах (стронцій – в кістках, плутоній – в шлунку і т.д.) Тому для основних органів риб в моделі вводяться вагові коефіцієнти, а швидкість виведення радіонукліду з організму виражається через біологічний час напівжиття відповідного органу.

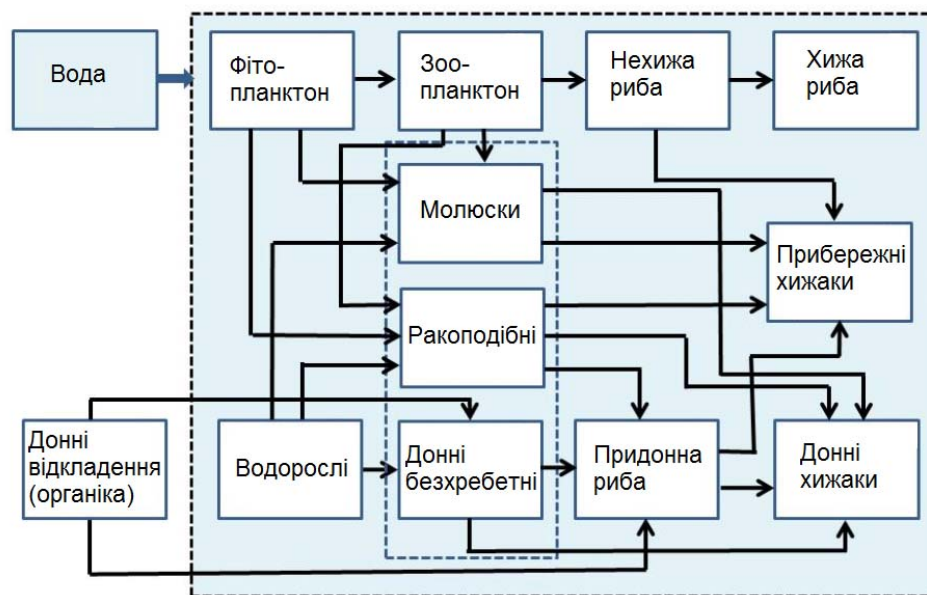


Рис. 1. Схематичне зображення ланцюжка живлення в моделі BURN

З моменту аварії на АЕС Фукусіма-1 в березні 2011 року висока концентрація радіонуклідів у воді досить швидко розвелася в Тихому океані, тоді як концентрація активності в донних відкладеннях залишається суттєвою до теперішнього часу з тенденцією до повільного затухання протягом наступних років. Тому динамічна модель BURN була доповнена донним ланцюжком живлення, що описує засвоєння органічної частини забруднених донних відкладень донними безхребетними організмами з подальшою міграцією активності в придонну рибу і в прибережну хижу рибу, які входять в раціон харчування населення.

### Застосування моделі Посейдон до області навколо АЕС Фукусіма-1

Для моделювання розповсюдження радіонуклідів в морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма-1 розглядалися три джерела радіоактивного  $^{137}\text{Cs}$ : витік в море безпосередньо після аварії в області АЕС ( $4 \cdot 10^{15}$  Бк), випадіння з атмосфери на поверхню моря в камери, розміщені на схід від АЕС ( $8 \cdot 10^{15}$  Бк) та постійний витік інтенсивністю  $3.6 \cdot 10^{12}$  Бк/рік, пов'язаний з потоком цезію з району розташування пошкоджених об'єктів АЕС ґрунтовими водами [6]. Для оцінки впливу аварії у порівнянні з фоновою концентрацією  $^{137}\text{Cs}$ , яка склалася в області моделювання перед аварією, розрахунок проводився з середини XX століття з врахуванням глобального атмосферного випадіння в результаті випробовувань атомної зброї. Результати моделювання концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у воді, донних відкладеннях та морських організмах в 15-кілометровій зоні навколо витоку добре узгоджуються з відповідними вимірами (рис. 2-3).

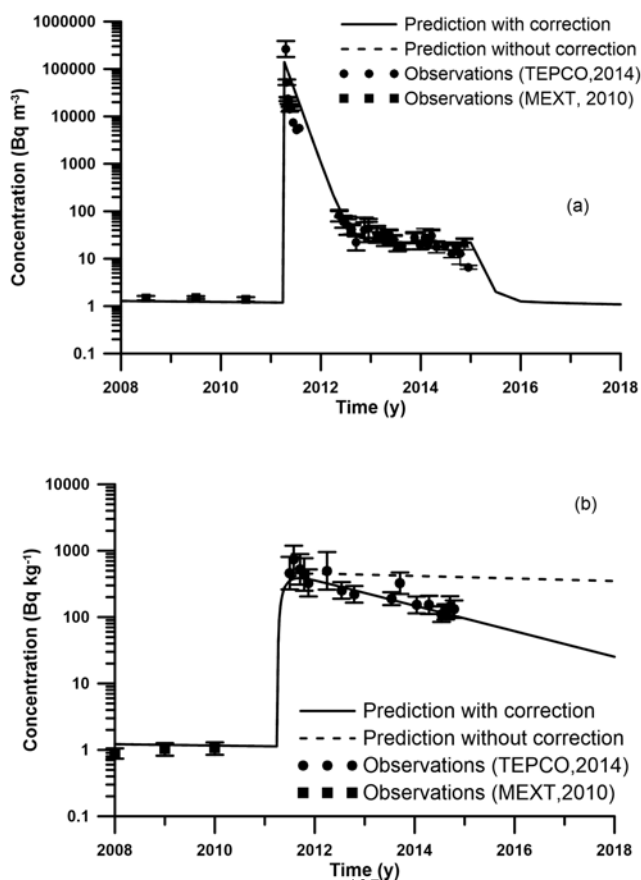


Рис. 2. Порівняння розрахованої концентрації  $^{137}\text{Cs}$  з вимірами [7, 8] для води (а) і донних відкладень (б)

Варто відмітити, що врахування донного ланцюжка живлення значно розширило кількість видів морських організмів, які описуються моделлю. В початковій версії моделі BURN розглядалися лише два види поверхневої риби: хижа і нехижа. Після розширення моделі з'явилася можливість описувати перенос радіонуклідів у придонних і всеїдних видах риби. Крім цього, результати моделювання показали необхідність врахування додаткового джерела забруднення морських організмів, пов'язаного з міграцією радіонуклідів з донних відкладень до риби через донний ланцюжок живлення при довгостроковому моделюванні. Зокрема, для прибережного хижака, який харчується як придонними, так і поверхневими видами риби, врахування донного ланцюжка живлення покращило співпадіння з вимірами (рис. 3d) у порівнянні з поверхневим хижаком.

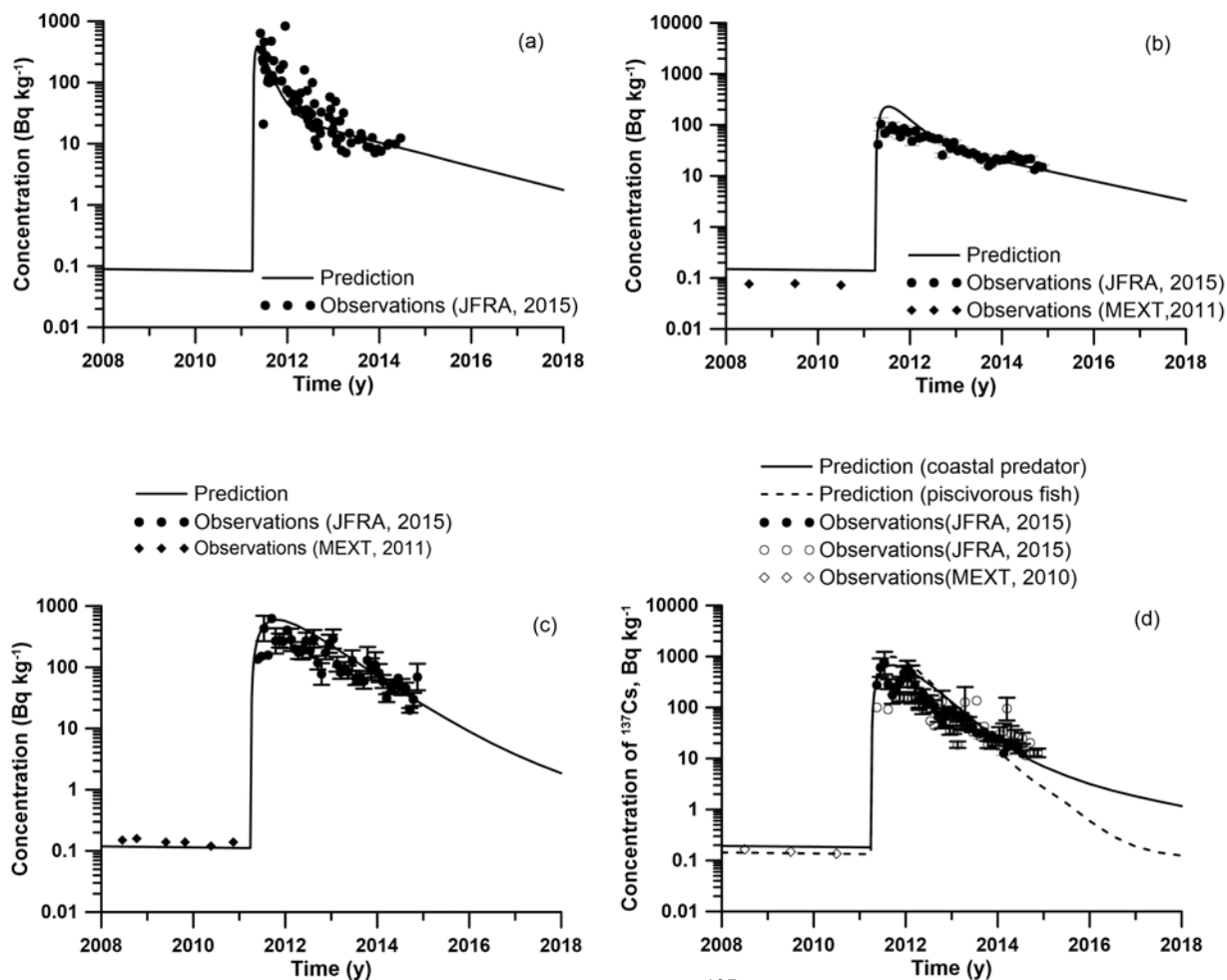


Рис. 3. Порівняння розрахованої концентрації  $^{137}\text{Cs}$  з вимірами [7, 9] для донних безхребетних організмів (а), придонної риби (б), донних хижаків (с) і прибережних хижаків (д)

### Висновки

Динамічна модель переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення морських організмів BURN була розширена донним ланцюжком живлення. В моделі поверхневі організми об'єднуються в наступні види: фітопланктон, зоопланктон, нехижа і хижа риба. Донні організми описуються донними безхребетними, придонною рибою і донними хижаками. Дана система також включає водорості, молюски, ракоподібні і прибережні хижаки, які харчуються як поверхневими, так і придонними організмами.

Камерна модель Посейдон, що включає розширену модель BURN, була застосована до області навколо АЕС Фукусіма-1, забрудненої в результаті аварії в березні 2011 року. Результати моделювання порівнювалися з даними вимірювань за період 1950-2014 років. Отримане добре співпадіння для води, донних відкладень і морських організмів в області радіусом 15 км навколо АЕС. Концентрація  $^{137}\text{Cs}$  в прибережних хижаків практично співпадає з концентрацією в хижій поверхневій рибі для періоду з 2011 по 2013 роки, тоді як після 2013 року концентрація в прибережних хижаків затухає повільніше за рахунок наявності донних організмів в дієті.

Запропонована модель може бути використана для оцінки екологічних ризиків в результаті радіаційного забруднення Чорного моря. Зокрема для визначення величини області навколо джерела забруднення, де необхідно заборонити вилов морепродуктів, а також часу, протягом якого ця заборона буде діяти.

Список літератури

1. Maderich V., Bezhenar R., Heling R., de With G., Jung K.T., Myoung J.G., Cho Y.-K., Qiao F., Robertson L. 2014. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident. *J. Environ. Radioactivity* 131, 4-18
2. Maderich V., Jung K.T., Bezhenar R., de With G., Qiao F., Casacuberta N., Masque P., Kim, Y.H. 2014. Dispersion and fate of  $^{90}\text{Sr}$  in the Northwestern Pacific and adjacent seas: global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment* 494-495, 261–271
3. Lopicard, S., Heling, R., Maderich, V., 2004. POSEIDON-R/RODOS models for radiological assessment of marine environment after accidental releases: application to coastal areas of the Baltic, Black and North Seas. *J. Environ. Radioactivity* 72, 153-161
4. Heling, R., Koziy, L., Bulgakov, V., 2002. On the dynamical uptake model developed for the uptake of radionuclides in marine organisms for the POSEIDON-R model system. *Radioprotection* 37, C1, 833-838
5. IAEA, International Atomic Energy Agency, 2004. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. Technical Report Series No 422, IAEA: Vienna, Austria.
6. Kanda J., 2013. Continuing  $^{137}\text{Cs}$  release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeosciences* 10, 6107-6113
7. MEXT, Japanese Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. Environmental radiation database, 2010
8. TEPCO, Tokyo Electric Power Company, 2014. Current situation of Fukushima Daiichi and Daini nuclear power station
9. JFRA, Japan Fisheries Research Agency, 2015. Results of the inspection on radioactivity materials in fisheries products