

РЕКОНСТРУКЦІЯ ЗАБРУДНЕННЯ ЧОРНОГО МОРЯ РАДІОАКТИВНИМ ^{137}Cs У ПЕРІОД З 1945 ПО 2020 РОКИ ЗА ДОПОМОГОЮ КАМЕРНОЇ МОДЕЛІ POSEIDON-R

*Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, м. Київ, Україна

Анотація. Камерна модель POSEIDON-R була застосована для довгострокового моделювання забруднення Чорного моря радіоактивним цезієм ^{137}Cs . Враховувалися джерела ^{137}Cs до та після аварії на ЧАЕС. Змив радіонукліду з водою річок Дніпра і Дунаю для періодів часу, коли відсутні дані вимірювань, оцінювався на основі узагальненої моделі річкового стоку. Порівняння результатів розрахунків із вимірами показало, що модель відтворює розподіл радіоактивності у поверхневому шарі води в різні моменти часу та її перенос у глибоководні області. Також отримане узгодження результатів моделювання з вимірами для донних відкладень і різних видів риби. Показано, що врахування впливу концентрації конкуруючих іонів калію K^+ на засвоєння цезію морськими організмами дозволяє отримати краще співпадіння результатів моделювання з вимірами як для нехижгих, так і для хижих видів риби у Дніпро-Бузькому лимані. Отримана динаміка зміни концентрації ^{137}Cs у пелагічній рибі дуже схожа з відповідною динамікою в поверхневому шарі води Чорного моря, що свідчить про стан, близький до рівноважного. У зв'язку з цим були визначені концентраційні фактори для нехижгої (81 л/кг) і для хижгої (95 л/кг) риби. В роботі здійснені оцінки вмісту ^{137}Cs у Чорному морі на основі результатів моделювання. Згідно з ними, вміст ^{137}Cs у донних відкладеннях не перевищує 3% його вмісту у воді, що пов'язано з дуже повільним проникненням забруднення у глибинні шари Чорного моря з наступним осіданням на дно. Найбільший внесок у зниження радіаційного забруднення поверхневого шару Чорного моря дають проникнення радіонуклідів у глибинні шари моря та радіаційний розпад. Згідно з результатами моделювання, зниження концентрації ^{137}Cs у 2 рази в поверхневому шарі Чорного моря відбувається за 13 років, а в цілому морі – за 25 років.

Ключові слова: Чорне море, камерна модель POSEIDON-R, концентрація ^{137}Cs , вміст ^{137}Cs .

Аннотация. Камерная модель POSEIDON-R была применена для долгосрочного моделирования загрязнения Черного моря радиоактивным цезием ^{137}Cs . Учитывались источники ^{137}Cs до и после аварии на ЧАЭС. Смыв радионуклида с водой рек Днепра и Дуная для периодов времени, когда отсутствуют данные измерений, оценивался на основе обобщенной модели речного стока. Сравнение результатов расчетов с измерениями показало, что модель воспроизводит распределение радиоактивности в поверхностном слое воды в разные моменты времени и ее перенос в глубоководные области. Также получено согласование результатов моделирования с измерениями для донных отложений и разных видов рыбы. Показано, что при учете влияния концентрации конкурирующих ионов калия K^+ на усвоение цезия морскими организмами достигается лучшее совпадение результатов моделирования с измерениями как для нехищных, так и для хищных видов рыбы в Днепро-Бугском лимане. Полученная динамика изменения концентрации ^{137}Cs в пелагической рыбе очень похожа на соответствующую динамику в поверхностном слое воды Черного моря, что свидетельствует о состоянии, близком к равновесному. В связи с этим были определены концентрационные факторы для нехищной (81 л/кг) и для хищной (95 л/кг) рыбы. В работе проведены оценки содержания ^{137}Cs в Черном море на основе результатов моделирования. Согласно с ними, содержание ^{137}Cs в донных отложениях не превышает 3% от его содержания в воде, что связано с очень медленным проникновением загрязнения в глубокие слои Черного моря с последующим осадением на дно. Наибольший вклад в снижение радиационного загрязнения поверхностного слоя Черного моря дают проникновение радионуклидов в глубокие слои моря и радиационный распад. Согласно результатам моделирования, снижение концентрации ^{137}Cs в 2 раза в поверхностном слое Черного моря происходит за 13 лет, а в целом море – за 25 лет.

Ключевые слова: Черное море, камерная модель POSEIDON-R, концентрация ^{137}Cs , содержание ^{137}Cs .

Abstract. The POSEIDON-R box model was used for long-term modeling of the Black Sea contamination by radioactive cesium ^{137}Cs . Sources of ^{137}Cs before and after ChNPP accident were taken into account. Runoff of radionuclide by water of Dnieper and Danube rivers for periods of time when data of measurements are not available was estimated on the base of generalize river runoff model. Comparison of calculation results with measurements shows that the model reproduces the radioactivity distribution in the water surface layer at different times and its transfer to the deep-water area. In addition, the agreement between results of modeling and measurements for bottom sediments and different types of fish was obtained. It is shown that the considering of the influence of competition ions (potassium K^+) concentration on the cesium uptake by marine organisms allows for obtaining a better agreement between results of simulations and measurements for both prey (forage) and predatory fish species in the Dnipro-Bug estuary. The obtained dynamics of ^{137}Cs concentration changes in pelagic fish is very similar to the corresponding dynamics in the surface water layer of the Black Sea, indicating conditions close to the equilibrium. Therefore, the concentration factors for prey and predatory fish were found equal to 81 l/kg and 95 l/kg respectively. In the study, the estimations of ^{137}Cs inventory in the Black Sea based on modeling results were carried out. According to them, the inventory of ^{137}Cs in bottom sediments does not exceed 3% of its inventory in the water column. It can be explained by a very slow penetration of contamination in the deep-water of the Black Sea with the following deposition to the bottom. The largest contribution to the reducing of radioactive contamination of the surface layer of the Black Sea gives the penetration of radionuclides to the deep-water area and radiation decay. According to the modeling results, the two times decreasing of ^{137}Cs concentration in the surface water layer of the Black Sea occurs during 13 years, while in the whole sea – during 25 years.

Keywords: Black Sea, POSEIDON-R box model, concentration of ^{137}Cs , inventory of ^{137}Cs .

1. Вступ

У результаті аварії на 4-му блоці Чорнобильської АЕС (ЧАЕС), яка сталася 26 квітня 1986 року, велика кількість радіонуклідів потрапила в навколишнє середовище [1, 2]. Більша частина радіонуклідів осіла в 30-кілометровій зоні навколо ЧАЕС. Проте значна кількість радіоактивних речовин перенеслася з атмосферними потоками на великі відстані і сформувала неоднорідне забруднення території України та інших європейських країн. При цьому деяка кількість радіонуклідів випала на поверхню європейських морів.

З радіологічної точки зору, найбільш важливими антропогенними радіонуклідами, що характеризуються порівняно довгим періодом напіврозпаду $T_{1/2}$, є ^{137}Cs ($T_{1/2}=30,2$ років) і ^{90}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 риби), а також між цезієм і калієм (накопичуються в основному в м'язовій тканині). Оскільки стронцій накопичується в кістках, його концентрація в морських організмах залишається порівняно невисокою через невелику масову частку кісток в організмі, тоді, як концентрація цезію зростає від нижчих до вищих організмів (акумуляується по ланцюжку живлення). В даній роботі розглядається реконструкція забруднення Чорного моря до та після аварії на ЧАЕС саме ^{137}Cs .

Основними джерелами радіоактивного забруднення Чорного моря були глобальне випадіння радіонуклідів у результаті випробувань атомної зброї в середині ХХ століття та аварія на ЧАЕС 1986 року. Порівняно велика кількість радіонуклідів випала на поверхню Чорного моря в результаті глобального випадіння, максимум якого припадає на територію між 40° і 50° північної широти [3], що проходить якраз через море. Аварія на ЧАЕС сформувала два шляхи забруднення Чорного моря: безпосереднє випадіння радіонуклідів у результаті атмосферного переносу радіоактивної хмари від пошкодженого реактора, а також стік радіонуклідів з річковими водами Дніпра та Дунаю, на басейни яких випала більша частина радіонуклідів. Через деякий час після аварії на ЧАЕС кількість радіонуклідів у Чорному морі почала зменшуватися за рахунок радіоактивного розпаду і витоку активності в Середземне море через Босфорську протоку. Але оскільки період напіврозпаду ^{137}Cs і ^{90}Sr

становить близько 30 років, а потік через Босфор малий, порівняно з об'ємом Чорного моря, то зменшення концентрації радіонуклідів у морі відбувається дуже повільно. Таким чином, завдяки географічному положенню і малому обміну водою з Середземним морем, Чорне море залишається одним із найбільш забруднених морів у світі за вмістом антропогенних радіонуклідів.

2. Існуючі оцінки вмісту ^{137}Cs у Чорному морі

Згідно з оцінками [4], атмосферне випадіння на поверхню Чорного моря у травні 1986 року склало 1700–2400 ТБк ^{137}Cs . Зразу ж після цього загальний вміст ^{137}Cs у поверхневому шарі моря товщиною 50 м досягнув 2700 ТБк, що в 6–10 разів більше, ніж до аварії. Але даний вміст різко знизився до 1600 ТБк в основному за рахунок проникнення радіонукліду в більш глибокі шари. Після цього вміст ^{137}Cs у поверхневому шарі моря поступово знижувався до 500–600 ТБк у 1998 році і 300–400 ТБк у 2001–2004 роках. Дані оцінки здійснювалися на основі вимірів концентрації ^{137}Cs у морі. Притік ^{137}Cs з водами річок Дніпра і Дунаю становив всього 26 ТБк протягом 1986–2000 років [5]. Витік ^{137}Cs через Босфорську протоку склав 250 ТБк протягом 1986–2000 років [6].

Наведені оцінки здійснювалися лише на основі вимірювань, переважна більшість яких проводилися у поверхневому шарі Чорного моря на дуже обмеженій акваторії. Жодної детальної зйомки моря не було здійснено. В даній роботі за допомогою моделювання будуть отримані значення концентрації радіонуклідів у всьому морі за період часу з 1945 року по теперішній час. Результати моделювання дозволять перевірити оцінки, здійснені в попередніх роботах, та зробити їхнє уточнення. Маючи реальні значення концентрацій, будуть оцінені основні джерела та шляхи витоку радіонуклідів з моря, включаючи потоки радіонуклідів через Босфор і Дарданелли в Середземне море, які є важливими при моделюванні переносу радіоактивності в ньому.

Максимальні значення концентрації ^{137}Cs після аварії на ЧАЕС були виміряні в Севастопольській бухті, де було зафіксоване значення 815 Бк/м^3 . На початку 2000-х років забруднення Чорного моря стало більш-менш рівномірним з концентраціями ^{137}Cs $12\text{--}21 \text{ Бк/м}^3$ біля берегів Болгарії і $11\text{--}26 \text{ Бк/м}^3$ біля берегів Грузії. Найвищі концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень були виміряні в 1992–1994 роках у гирлі річки Дунаю і в Дніпро-Бузькому лимані. Це пов'язано з атмосферним випадінням радіонукліду після аварії на ЧАЕС, його стоком по річкової системі та адсорбцією на зважених у воді частинках піску і намулу з наступним їхнім осіданням на дно. Саме в гирлах річок концентрація таких зважених частинок максимальна. Загальний вміст ^{137}Cs у донних відкладеннях у районі гирл річок у 1990–1994 роках становив $10\text{--}40 \text{ кБк/м}^2$, а на морському шельфі – $2\text{--}5 \text{ кБк/м}^2$ [7]. Максимальна концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях була виміряна в морі навпроти гирла Дунаю у вересні 1986 року і становила 500 Бк/кг [8]. До 2005 року ця концентрація знизилася до 100 Бк/кг [9].

У даний час не існує жодної бази даних з вимірами концентрацій радіонуклідів у воді, донних відкладеннях і морських організмах у Чорному морі. Це спричиняє суттєві незручності при дослідженні радіоактивного забруднення моря. Зокрема, при адаптації будь-яких моделей до Чорного моря кожного разу потрібно проводити збір даних вимірювань для оцінки якості моделі шляхом порівняння отриманих результатів розрахунків із вимірами. В ході даної роботи були зібрані і систематизовані дані вимірювань концентрації радіонуклідів у воді, донних відкладеннях і морських організмах Чорного моря, які проводилися дослідниками з різних країн у різні періоди часу [10–15]. Цей масив даних був переданий у МАГАТЕ для внесення їх у базу даних MARiS [16], що повинно сприяти подальшому вивченню Чорного моря. Вони ж використовувалися для оцінки якості результатів моделювання, описаних у наступних розділах, шляхом їхнього порівняння з відповідними вимірами.

3. Камерна модель переносу радіоактивності в морському середовищі POSEIDON-R

Модель POSEIDON-R описує морське середовище як систему камер, що включають товщу води, донні відкладення і морські організми [17]. 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. Вважається, що в моделі 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 у результаті осідання, вже ніколи не повертається вгору. Схематично дані процеси зображені на рис. 1, а основні рівняння моделі представлені в [17].

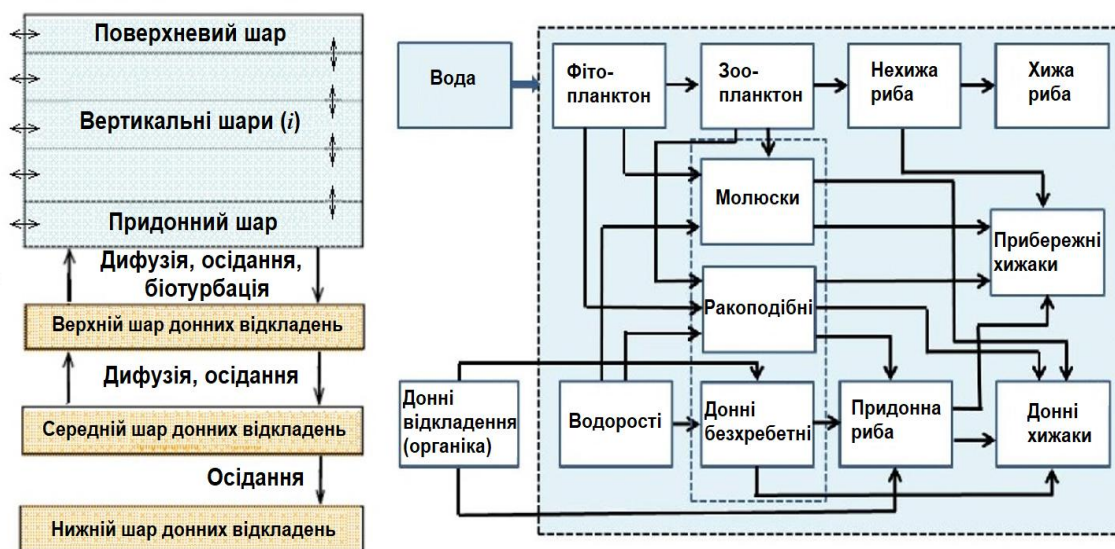


Рисунок 1 – Схематичне зображення процесів, що розглядаються в кожній камері моделі POSEIDON-R

Для опису накопичення радіонуклідів у морських організмах використовується динамічна модель, яка складається з різних ланцюжків живлення для пелагічних і донних організмів (рис. 1). До пелагічного ланцюжка живлення входять фітопланктон, зоопланктон, нехижа і хижа типи риби. Донний ланцюжок живлення включає водорості, донні безхребетні організми, придонну рибу і донних хижаків. Донні безхребетні організми харчуються органікою з донних відкладень, забрудненою радіоактивними елементами, які потім мігрують по ланцюжку живлення. Таким чином, враховується додаткове джерело забруднення морських організмів [18]. Також у моделі описуються молюски, ракоподібні і прибережні хижаків, які харчуються як поверхневими, так і придонними організмами. Всі описані 11 типів морських організмів засвоюють радіонукліди не тільки з їжі, але й з води. В моделі враховується залежність інтенсивності засвоєння радіоактивних цезію і стронцію від концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію, відповідно. Це означає, що в розпрісненій воді, де низька концентрація іонів калію і кальцію, засвоєння радіоактивних цезію і стронцію буде інтенсивнішим, ніж в океані.

4. Реконструкція розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі Чорного моря

Система камер Чорного моря (рис. 2) була створена та інтегрована в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS [19]. Вона включає 45 камер у самому морі, а

також 5 камер, що відповідають за Середземне, Мармурове та Азовське моря і Дніпро-Бузький лиман. У моделі враховуються 2 основні річки регіону: Дунай і Дніпро, що забезпечує баланс води в морі. Об'єм і середня глибина кожної камери розраховувалась на основі даних про глибини, що використовуються в розрахунках Європейської моделі океану NEMO, які знаходяться у вільному доступі [20]. Глибокі області були поділені на вертикальні шари для кращого описання вертикального і горизонтального переносу активності у поверхневому шарі (від поверхні до глибини 25 м), верхньому шарі (25–100 м), середньому шарі (100–600 м) і нижньому шарі (понад 600 м). Потоки води між камерами були розраховані методом усереднення за 10 років (2006–2015) тривимірних течій, отриманих чисельною моделлю NEMO з використанням даних реаналізу [20]. Враховувалися також потоки води з річок Дунаю і Дніпра, а також обмін водою з Азовським і Мармуровим морями [21].

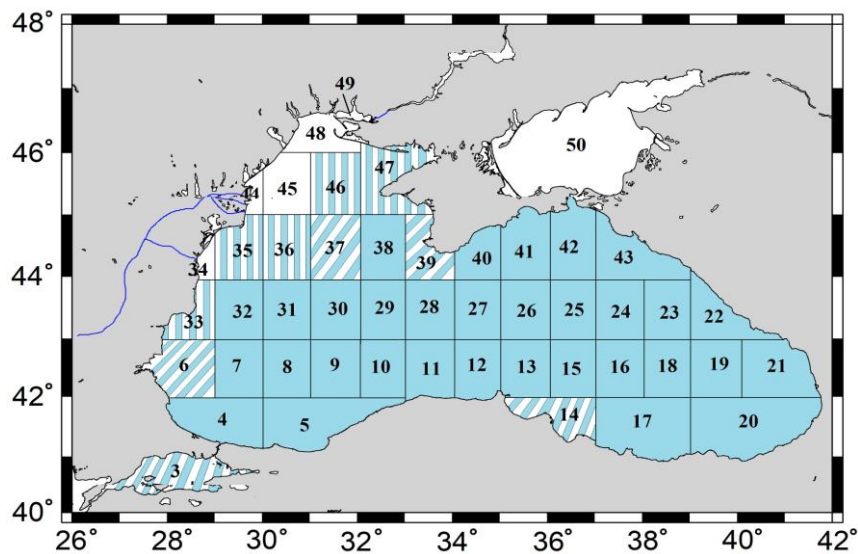


Рисунок 2 – Система камер Чорного моря. Камери з чотирма вертикальними шарами в товщі води позначені темним відтінком, камери з трьома і двома шарами виділені темними діагональними та вертикальними смужками, відповідно, а мілководні камери, що не розділяються по вертикалі, позначені білим кольором

Моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі Чорного моря проводилося для періоду з 1945 по 2020 роки. Серед джерел радіоактивного забруднення розглядалися глобальне випадіння радіонуклідів у результаті випробувань атомної зброї, атмосферне випадіння після аварії на ЧАЕС 1986 року та стік радіоактивності з водою річок, які знаходяться в басейні Чорного моря. Величину глобального випадіння ^{137}Cs на камери Чорного моря було визначено на основі щорічних даних густини випадіння на поверхню планети [3] між 40 і 50 градусами північної широти для періоду 1945–2000 років (рис. 3а). Для оцінки густини глобального випадіння ^{137}Cs для періоду 2001–2020 років усереднені значення за попередні 5 років екстраполювалися з урахуванням радіоактивного розпаду.

Що стосується випадіння після аварії на ЧАЕС, то, згідно з [22], забруднення Чорного моря у травні 1986 року було нерівномірним з максимальними концентраціями вздовж шляху проходження радіоактивної хмари, яка переміщувалася в атмосфері від пошкодженого 4-го енергоблоку ЧАЕС. Для відтворення атмосферного випадіння на поверхню Чорного моря внаслідок аварії на ЧАЕС вважалося, що густина випадіння була пропорційною до вимірної в 1986 році концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води. Дані значення концентрацій були нормалізовані на величину загального випадіння на поверхню моря, яка, згідно з консерва-

тивними оцінками [4], становила 2400 ТБк. Також урахувалося випадіння ^{137}Cs на Егейське море [23] для правильного опису потоків радіоактивності між морями.

Через відсутність даних вимірювань приплив ^{137}Cs з водами річок Дніпра і Дунаю в 1945–1985 роках оцінювався з використанням узагальненої моделі річкового стоку [24], яка дає концентрацію радіонукліду в річковій воді на основі густини глобального випадіння на її басейн. Отримана концентрація множилася на величину відповідної щорічної витрати води кожною річкою. Для періоду 1986–1997 років бралися дані вимірювань концентрації ^{137}Cs у річках Дніпрі і Дунаю [5] та витрати води самих річок. Для періоду 1998–2009 років знову використовувалася узагальнена модель, а для періоду 2010–2020 років дані притоку радіоактивності в Чорне море з річковою водою екстраполювалися (рис. 3b).

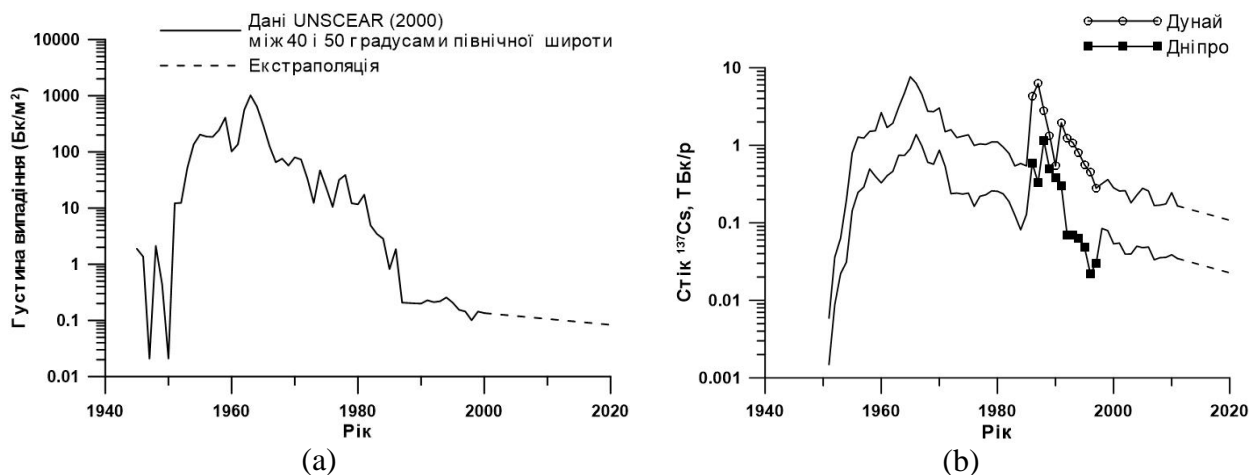


Рисунок 3 – Густина глобального випадіння ^{137}Cs між 40 і 50 градусами північної широти (a) та щорічний стік радіоактивного ^{137}Cs з водами річок Дніпра і Дунаю в Чорне море (b)

Порівняння результатів моделювання з вимірами концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води для різних камер представлено на рис. 4. Всі зібрані дані вимірювань були розподілені по камерах відповідно до свого географічного положення. Видно, що модель відтворює максимуми, пов'язані як з глобальним випадінням, максимум якого припадає на 1963 р., так і з випадінням після аварії на ЧАЕС (1986 р.), та їхнє розчинення протягом наступних років. Про це свідчить, зокрема, співпадіння результатів моделювання з вимірами для 2000-х років (камери 30 і 48).

На рис. 5 видно, що розрахований вертикальний розподіл ^{137}Cs у морі також узгоджується з вимірами концентрації радіонукліду в різних шарах води. Профілі розрахованої концентрації ^{137}Cs у різні моменти часу в камері 8 свідчать, що модель правильно відтворює процеси вертикального перемішування в Чорному морі.

У цілому, результати моделювання узгоджуються з вимірами для поверхневого шару води. Коефіцієнт кореляції між розрахованою і виміряною концентраціями ^{137}Cs у всіх камерах Чорного моря за весь розрахунковий період становить 0,91. Відношення середніх геометричних розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді до виміряних складає $GM=1,07$, а середньгеометричне відхилення $GSD=1,34$. Деяке неспівпадіння може пояснюватись неточністю задання джерел забруднення, оскільки не існує достовірної інформації про розподіл атмосферного випадіння на Чорне море після аварії на ЧАЕС, а в роботі він задавався на основі часткових даних про концентрацію радіонукліду в поверхневому шарі моря. Також варто відмітити, що модель розраховує середні значення концентрації в кожній камері, тоді як виміри проводилися в конкретних точках. Для їхнього порівняння проводилося арифметичне усереднення значень в областях моря, які відповідають камерам моделі, що могло призвести до певних розбіжностей.

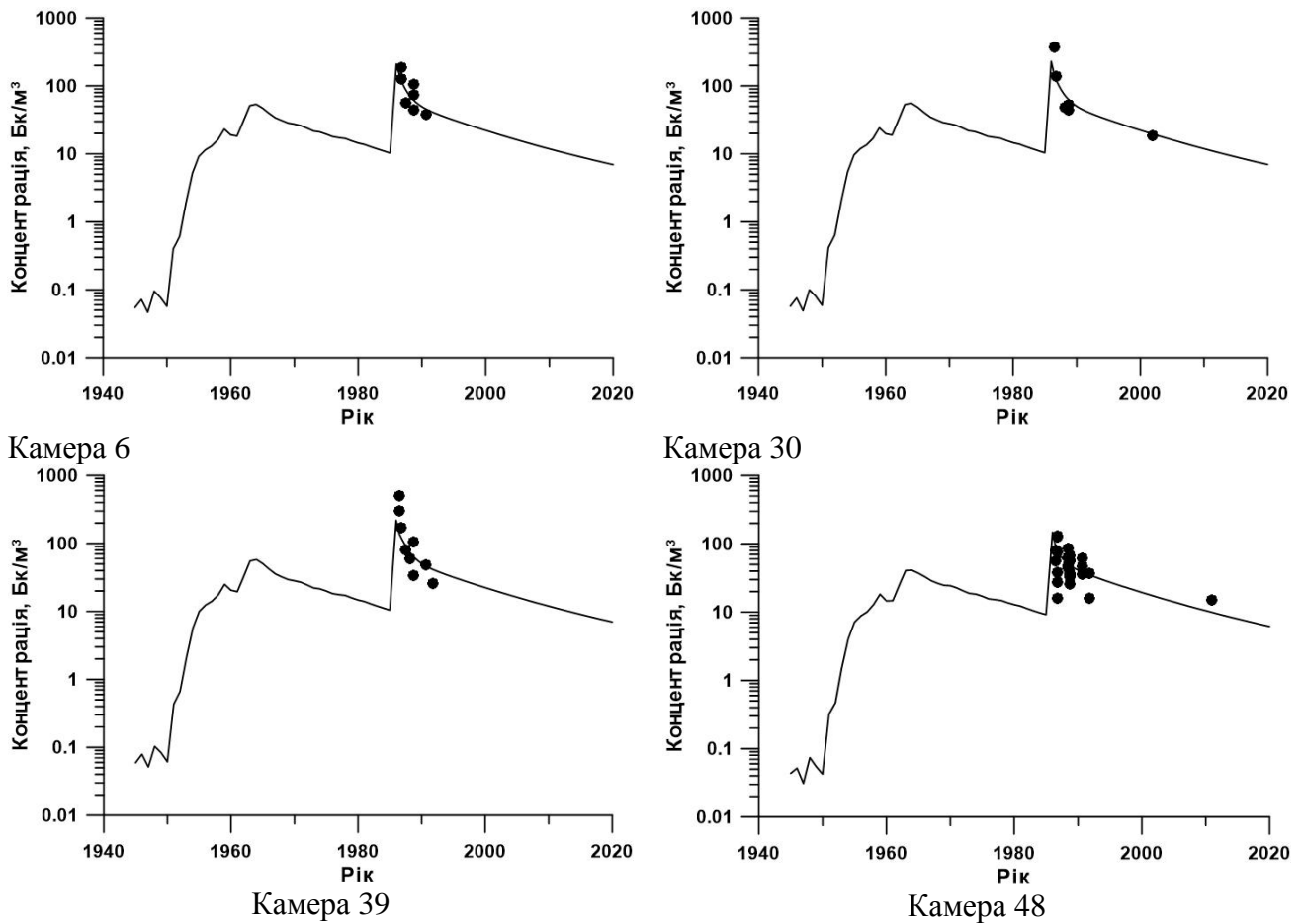


Рисунок 4 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води для різних камер

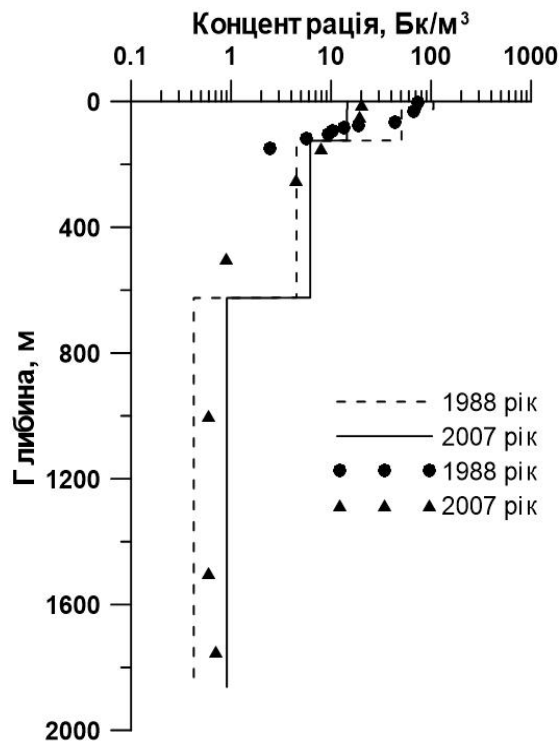


Рисунок 5 – Порівняння розрахунків з вимірами у вертикальному профілю для камери 8 у різні моменти часу. Круглі точки позначають виміри з бази даних MARiS [16], трикутні – із статті [25]

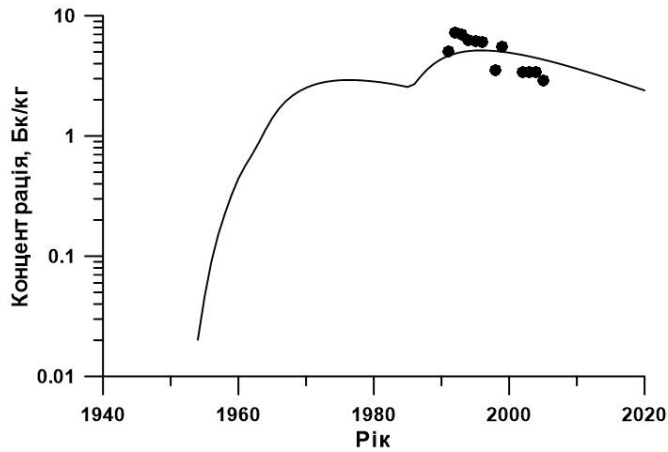
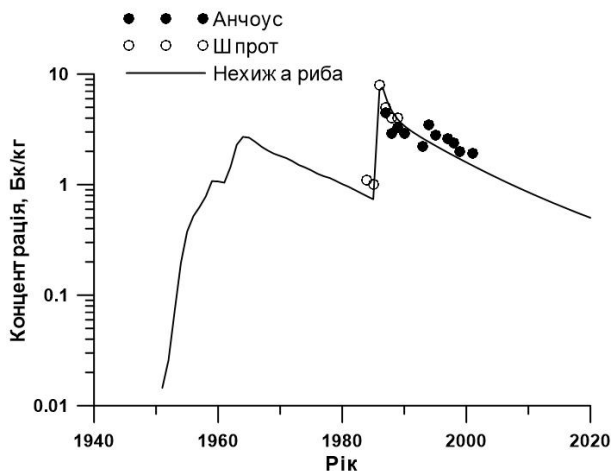
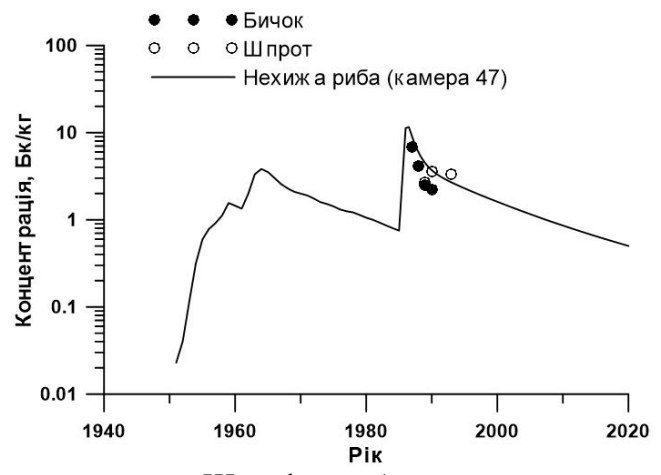


Рисунок 6 – Порівняння результатів моделювання (крива на графіку) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень Чорного моря в камері 33

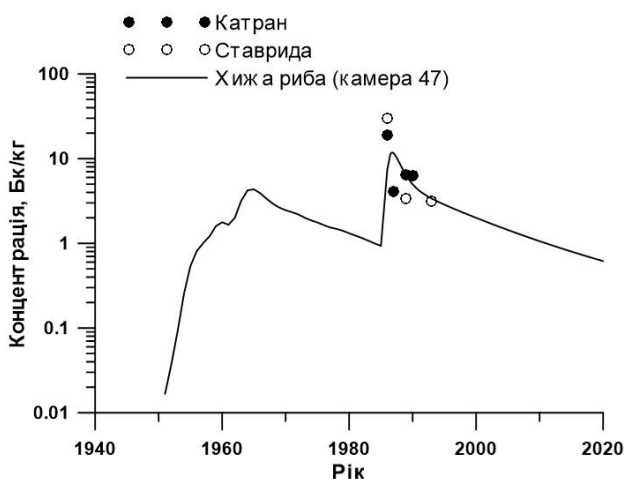
Також отримане добре узгодження результатів моделювання з вимірами для донних відкладень (рис. 6), хоча кількість вимірювань концентрації радіонукліду в донних відкладеннях набагато менша, ніж у воді. Зокрема, $GM=0,99$, а $GSD=1,49$. На основі розрахунків можна оцінити вплив аварії на ЧАЕС на забруднення донних відкладень Чорного моря радіоактивним ^{137}Cs . У даному випадку маємо, що чорнобильська аварія призвела до підвищення концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях біля узбережжя Болгарії приблизно у 2–2,5 рази у порівнянні з доаварійними значеннями.



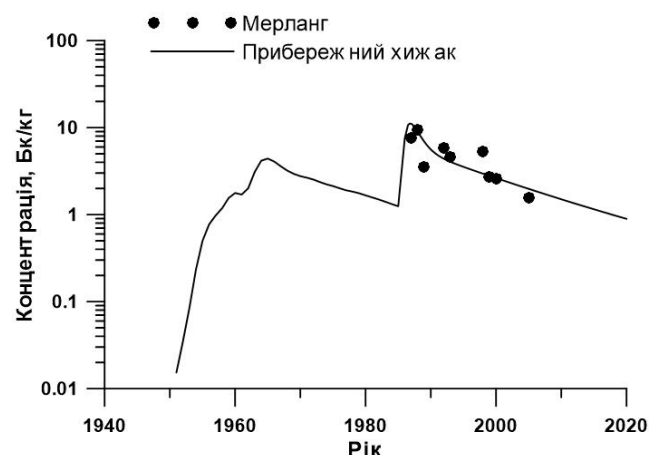
Камера 34



Шельфова область



Шельфова область



Севастопольська бухта

Рисунок 7 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у різних видах риби Чорного моря

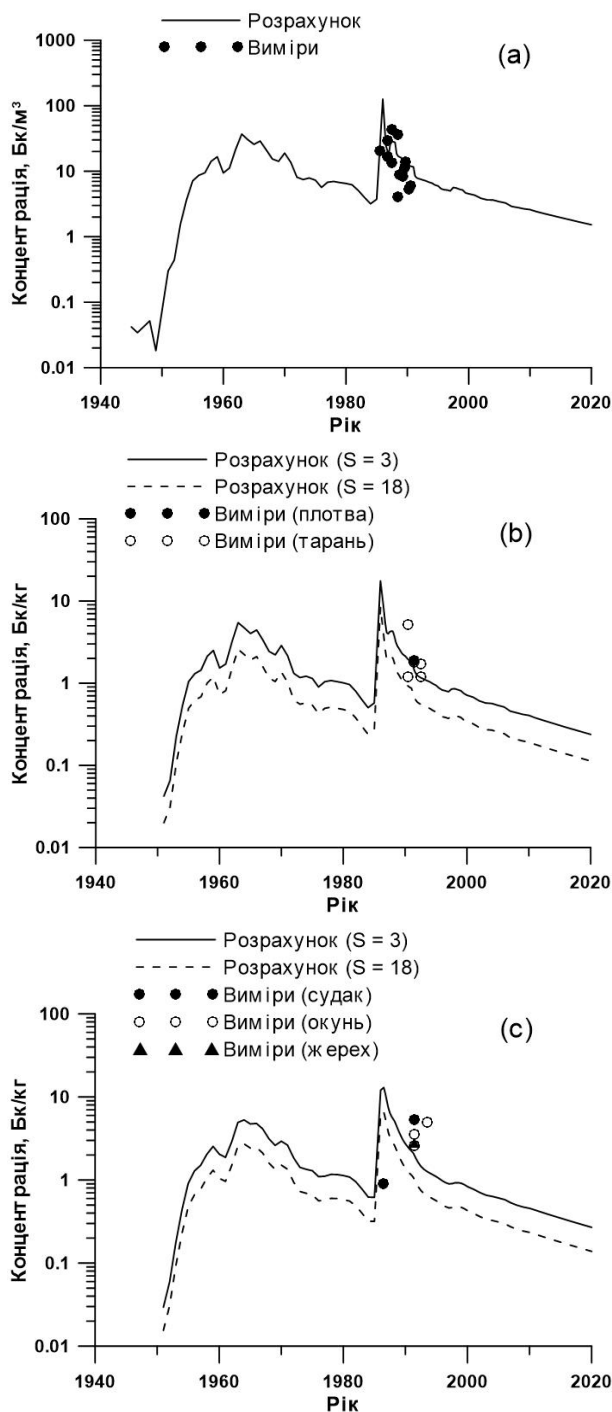


Рисунок 8 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs при різних значеннях солоності ($S=3$ і $S=18$) та вимірів [26, 27] у воді (а), нехижій рибі (б) і хижій рибі (с) у Дніпро-Бузькому лимані

Порівняння результатів моделювання з вимірами для різних видів риби показано на рис. 7. Видно, що динаміка зміни концентрації ^{137}Cs у нехижій рибі в камері 34 і в шельфовій області дуже схожа з відповідною динамікою в поверхневому шарі води (рис. 4). Зокрема, в них ідентичний коефіцієнт експоненційного затухання (швидкість очищення) – $0,07 \text{ p}^{-1}$. Тобто, можна говорити, що нехижа риба знаходиться практично в рівновазі з водою. А це означає, що можна визначити концентраційний фактор ^{137}Cs у нехижій рибі (відношення концентрації радіонукліду в рибі до відповідної концентрації в воді в рівноважних умовах) у Чорному морі, який за результатами моделювання становить 81 л/кг . Концентрація ^{137}Cs у хижій рибі (шельфова область) змінюється більш плавно, ніж у нехижій. Це пов'язано з фізіологічними особливостями, зокрема, з більшим часом оновлення клітин (повільнішим метаболізмом), який характерний для організмів із більшими розмірами. Все одно, швидкість експоненційного затухання концентрації радіонукліду в хижій рибі близька до відповідної величини у воді, починаючи з середини 1990-х років. Розрахований концентраційний фактор ^{137}Cs у хижій рибі становить 95 л/кг . Дещо інша ситуація з прибережними хижаками (Севастопольська бухта), до дієти яких входять як пелагічні, так і придонні організми. Вони характеризуються меншим коефіцієнтом експоненційного затухання ($0,05 \text{ p}^{-1}$), оскільки придонні організми обмінюються активністю з донними відкладеннями, які, у свою чергу, очищуються повільніше (рис. 6), ніж вода.

Вплив зниженої солоності в Чорному морі на засвоєння ^{137}Cs морськими організмами є невеликим, оскільки солоність залишається досить високою в більшій частині моря. Винятком є лимани і гирла річок, зокрема, Дніпро-Бузький лиман. Низька солоність у Дніпро-Бузькому лимані (камера 49 на рис. 2) дає можливість оцінити, наскільки даний фактор впливає на засвоєння радіоактивного ^{137}Cs різними видами риби. На рис. 8 зображене порівняння вимірів концентрації ^{137}Cs у нехижій (плотва, тарань) і хижій (судак, окунь, жерех)

рибах з розрахунками для різних значень солоності: 18 – характерна солоність для більшої частини Чорного моря; 3 – середня солоність у Дніпро-Бузькому лимані. Видно, що параметризація залежності засвоєння ^{137}Cs морськими організмами від солоності (концентрації конкуруючих іонів калію K^+) дозволяє отримати краще співпадіння результатів моделювання з вимірами як для нехижих (рис. 8 б), так і для хижих (рис. 8 с) видів риби при правильному описі динаміки забруднення в воді (рис. 8 а) Дніпро-Бузького лиману.

У цілому модель відтворює динаміку зміни концентрації ^{137}Cs у різних видах риби в Чорному морі, про що свідчать статистичні показники: $\text{GM}=1,06$, $\text{GSD}=1,47$ для нехижої риби; $\text{GM}=1,12$, $\text{GSD}=1,92$ для хижої риби; $\text{GM}=1,27$, $\text{GSD}=1,73$ для прибережних хижаків.

5. Оцінки вмісту ^{137}Cs у Чорному морі на основі результатів моделювання

Статистичні співвідношення між розрахованими концентраціями ^{137}Cs у воді і донних відкладеннях і відповідними вимірами підтверджують, що модель POSEIDON-R правильно

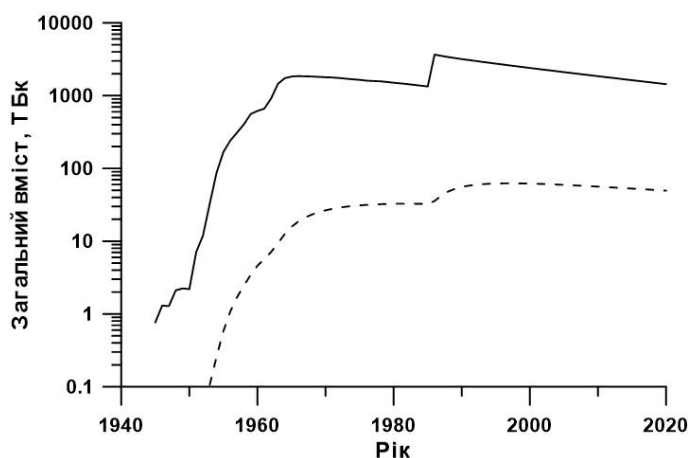


Рисунок 9 – Загальний вміст ^{137}Cs у воді (суцільна лінія) і донних відкладеннях (штрихова лінія) Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R

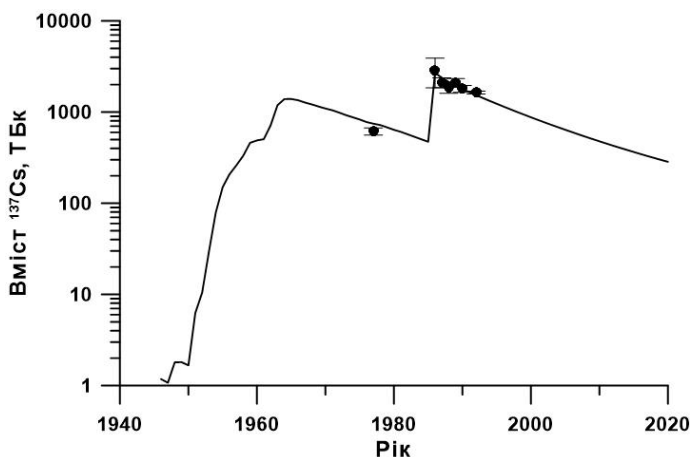


Рисунок 10 – Вміст ^{137}Cs у поверхневому 100-метровому шарі води Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R (суцільна крива) і оцінений на основі вимірювань (точки з довірчими інтервалами) у дослідженнях [4, 22, 28, 29]

відтворює динаміку радіаційного забруднення Чорного моря. Тому результати моделювання можна використовувати для оцінок вмісту радіонуклідів у Чорному морі в різні моменти часу, а також основних джерел та шляхів витоку радіонуклідів з моря. Зміна з часом загального вмісту ^{137}Cs у воді і донних відкладеннях Чорного моря зображена на рис. 9. Видно, що у воді спостерігаються два максимуми, які відповідають глобальному (1966 рік) та чорнобильському (1986 рік) випадінням. Причому загальний вміст

^{137}Cs у 1986 році (3668 ТБк) був приблизно у 2 рази більшим, ніж у 1966 році (1858 ТБк). У донних відкладеннях вміст ^{137}Cs значно менший, ніж у воді. Відношення вмісту радіонукліду у донних відкладеннях до відповідного вмісту у воді не перевищує 3% при максимальному вмісті 62,4 ТБк в 1997 році. Це пояснюється дуже повільним проникненням забруднення у глибинні шари Чорного моря. Навіть у 2000-х роках концентрація ^{137}Cs біля дна становила близько 1 Бк м^{-3} при поверхневій концентрації близько 20 Бк м^{-3} (див. рис. 5). Тобто навіть через 20 років після аварії на ЧАЕС дуже невелика кількість ^{137}Cs

проникла у глибинні шари Чорного моря і, відповідно, осіла на дні.

Оскільки найбільш актуальною є інформація про стан радіаційного забруднення поверхневого шару Чорного моря та про динаміку його очищення, було здійснено аналіз зміни з часом вмісту ^{137}Cs у 100-метровому поверхневому шарі води та порівняно отримані значення з оцінками, приведеними в попередніх дослідженнях різних авторів [4, 22, 28, 29]. На рис. 10 видно, що розрахований вміст ^{137}Cs у поверхневому шарі Чорного моря узгоджується з оцінками, здійсненими на основі вимірювань, що підтверджує достовірність результатів моделювання. Таким чином, можна сказати, що перед аварією на ЧАЕС вміст ^{137}Cs у поверхневому шарі Чорного моря становив близько 470 ТБк. Він збільшився в 5,7 рази (до 2690 ТБк) у 1986 році. Після цього відбувалося його поступове зменшення за рахунок радіоактивного розпаду, проникнення в більш глибокі шари та витоку через Босфорську протоку в Мармурове, а потім і в Середземне море. Для прикладу, в табл. 1 приведені основні джерела та шляхи витоку ^{137}Cs для поверхневого шару Чорного моря в період з 2000 по 2010 роки згідно з результатами моделювання. Видно, що найбільший внесок у зниження радіаційного забруднення поверхневого шару Чорного моря дають проникнення радіонуклідів у глибинні шари моря та радіаційний розпад. Щодо швидкості очищення, то, згідно з вимірами, вміст ^{137}Cs у поверхневому шарі води зменшився в 2 рази через 6 років після аварії [4]. Розрахунки показують, що таке зменшення в 80-х – 90-х роках ХХ століття відбувалося за 8 років, в 2000-х роках – за 11 років, а в 2010-х роках – за 13 років. Тоді, як загальний вміст ^{137}Cs у Чорному морі зменшувався повільніше: в 2 рази приблизно за 25 років. Тобто, в Чорному морі зниження вмісту ^{137}Cs відбувається в основному за рахунок його радіаційного розпаду.

Таблиця 1 – Основні джерела та шляхи витоку ^{137}Cs для поверхневого шару Чорного моря в період з 2000 по 2010 роки, розраховані моделлю POSEIDON-R

	^{137}Cs , ТБк
Вміст станом на 2000 рік	877
Глобальне атмосферне випадіння	0,5
Приплив з водою річок Дніпра і Дунаю	3,2
Приплив з Азовського моря	8,9
Витік в Азовське море	-6,6
Витік через протоку Босфор	-74
Проникнення у глибші шари води	-168
Радіаційний розпад	-163
Вміст станом на 2010 рік	478

У той же час, оцінка вмісту ^{137}Cs у донних відкладеннях Чорного моря в роботі [4] дається на рівні 200-800 ТБк, що набагато більше, ніж згідно з розрахунками моделі POSEIDON-R. Це може пояснюватись тим, що в роботі [4] оцінки здійснювались на основі вимірів переважно в мілководній частині Чорного моря. Але такий підхід може давати суттєві похибки, оскільки мілководна частина займає лише близько 20% поверхні Чорного моря. Тим більше, що у глибоководній частині моря концентрація радіонукліду в донних відкладеннях значно менша через повільне проникнення туди забруднення.

6. Висновки

Довгострокове моделювання забруднення Чорного моря радіоактивним ^{137}Cs з використанням камерної моделі POSEIDON-R було проведене з урахуванням основних джерел радіонукліду: глобального випадіння в результаті випробувань атомної зброї, атмосферного випадіння після аварії на ЧАЕС 1986 року та стоку радіоактивності з водою річок, які зна-

ходяться в басейні Чорного моря. Порівняння результатів розрахунків з вимірами показало, що модель відтворює розподіл радіоактивності у поверхневому шарі води в різні моменти часу та її перенос у глибоководні області. Також отримано узгодження результатів моделювання з вимірами для донних відкладень і різних видів риби. Показано, що параметризація залежності засвоєння ^{137}Cs морськими організмами від солоності (концентрації конкуруючих іонів калію K^+) дозволяє отримати краще співпадіння результатів моделювання з вимірами як для нехижих, так і для хижих видів риби у Дніпро-Бузькому лимані. Отримана динаміка зміни концентрації ^{137}Cs у пелагічній рибі дуже схожа з відповідною динамікою в поверхневому шарі води Чорного моря, що свідчить про стан, близький до рівноважного. Це дало змогу визначити концентраційні фактори для різних видів риби, а саме 81 л/кг для нехижої риби і 95 л/кг – для хижої.

У роботі здійснені оцінки вмісту ^{137}Cs у Чорному морі на основі результатів моделювання. Показано, що вміст ^{137}Cs у донних відкладеннях не перевищує 3% його вмісту у воді, що пов'язано з дуже повільним проникненням забруднення у глибинні шари Чорного моря з наступним осіданням на дно. Розрахований вміст ^{137}Cs у поверхневому 100-метровому шарі Чорного моря узгоджується з оцінками, здійсненими на основі вимірювань. Показано, що найбільший внесок у зниження радіаційного забруднення поверхневого шару Чорного моря дають проникнення радіонуклідів у глибинні шари моря та радіаційний розпад. Зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі Чорного моря сповільнюється з часом, і станом на 2010-ті роки зменшення концентрації у 2 рази відбувається за 13 років. Тоді, як вміст ^{137}Cs у цілому морі зменшується повільніше: у 2 рази приблизно за 25 років.

Дана робота виконувалася в рамках проекту МАГАТЕ: IAEA CRP K41017 «Behaviour and effects of natural and anthropogenic radionuclides in the marine environment and their use as tracers for oceanography studies».

СПИСОК ДЖЕРЕЛ

1. IAEA, International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience / eds. L. Anspaugh, M. Balonov. *Radiological assessment reports series. Report of the Chernobyl Forum Expert Group «Environment»*. Vienna: IAEA, 2006. 166 p.
2. Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy / ed. V. Kashparov. Kyiv: UIAR of NUBiP of Ukraine, 2016. 59 p.
3. UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation. Exposures of the public from man-made sources of radiation. *Sources and Effects of Ionizing Radiation: Annex C*. New York: United Nations, 2000. P. 157–292.
4. Egorov V.N., Povinec P.P., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Gulin S.B., Kulebakina L.G., Osvath I. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 43. P. 137–155.
5. Voitsekhovych O.V. Project status report of the Ukrainian Hydrometeorological Institute (UHMI), Central geophysical observatory (CGO), Marine Branch of UHMI. *Marine Environmental Assessment in the Black Sea: National Report for the IAEA Regional Technical Co-operation Project RER/2/003*. Kiev–Sevastopol: UHMI, 2001. 83 p.
6. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Mirzoeva N.Yu. Estimation of ^{90}Sr and ^{137}Cs transfer from the Black Sea to the Mediterranean basin after Chernobyl NPP accident. *Marine Ecological Journal*. 2005. Vol. 4, N 4. P. 33–41.
7. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Gulin S.B., Osvath I., Stokozov N.A., Lazorenko G.E. XX years of radioecological response studies of the Black Sea to the Chernobyl NPP accident. *Black Sea Ecosystem 2005 and Beyond: First Biannual Scientific Conference*. Istanbul, 2006. 8–10 May. P. 333–354.

8. Osvath I., Dovlete C., Bologa A. Radioactivity in the Romanian sector of the Black Sea. *International Symposium on post-Chernobyl environmental radioactivity studies in East-European countries*: Proc. Poland: Kazimierz, 1990. P. 108–112.
9. Egorov V.N., Gulin S.B., Mirzoeva N.Yu., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Laptev G.V., Voitsekhovych O.V., Nikitin A.I., Osvath I. The state of radioactive pollution / ed. T. Oguz. *State of the Environment of the Black Sea. Chapter 4. Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution*. Turkey: Istanbul, 2008. P. 163–172.
10. Bologa A.S., Patrascu V. Recent marine gamma radioactivity measurements in the Romanian Black Sea sector: MARINA-MED report, 1995. P. 523–530.
11. Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Timoshchuk V.I., Stokozov N.A. ^{90}Sr and ^{137}Cs in Surface Waters of the Dnieper River, the Black Sea and the Aegean Sea in 1987 and 1988. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1991. Vol. 13. P. 25–38.
12. Gulin S.B., Mirzoeva N.Yu., Egorov V.N., Polikarpov G.G., Sidorov I.G., Proskurnin V.Yu. Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 124. P. 50–56.
13. Goktepe B.G., Koksal G., Osvath I., Gungor N., Gungor E., Kose A., Kucukcezzar R., Varinlioglu A., Fowler S., Erkol A.Y., Karakelle B. Radioactivity monitoring of the Turkish Black Sea coast as a part of the IAEA model project «Marine Environmental Assessment of the Black Sea Region». *Nuclear Science And Its Application: Proc. of the Second Eurasian Conference*. Almaty, Republic of Kazakhstan. 2003. Vol. III. P. 221–232.
14. Curtis W.R., Broadway J.A. Preliminary Caesium Data from a Cooperative US/USSR Monitoring Survey for Chernobyl Radioactivity in the Black Sea. *Chemistry and Ecology*. 1992. Vol. 7, N 1–4. P. 161–172.
15. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию / под ред. Г.Г. Поликарпова, В.М. Егорова. Севастополь: ЕКОСИ-Гідрофізика, 2008. 667 с.
16. MARiS (Marine Information System): Radioactivity and stable isotope data in the marine environment. URL: <http://maris.iaea.org> (дата звернення: 14.11.2018).
17. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D., Jung K.T., de With G. The POSEIDON-R compartment model for the prediction of transport and fate of radionuclides in the marine environment. *MethodsX*. 2018. Vol. 5. P. 1251–1266.
18. Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radiocaesium from contaminated bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post-Fukushima and post-Chernobyl periods. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13. P. 3021–3034.
19. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Євдін Є.О., Бойко О.В., Ківва С.Л. Камерна модель Чорного моря та її інтеграція в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичні машини і системи*. 2017. № 3. С. 111–119.
20. COPERNICUS: Marine Environment Monitoring Service. URL: <http://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 14.11.2018).
21. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D. Similarities and differences of ^{137}Cs distributions in the marine environments of the Baltic and Black seas and off the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant in model assessments. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 135. P. 895–906.
22. Никитин А.И., Мединец В.И., Чумичев В.Б., Катрич И.Ю., Вакуловский С.М., Козлов А.И., Лепешкин В.И. Радиоактивное загрязнение Черного моря вследствие аварии на Чернобыльской АЭС по состоянию на октябрь 1986 г. *Атомная энергия*. 1988. Т. 65, Вып. 2. С. 134–137.
23. Kritidis P., Florou H. Estimation of ^{137}Cs deposited in Aegean, Cretian, Ionian Sea after the Chernobyl accident. *International commission for the scientific exploration of the Mediterranean Sea: Proceedings of the conference*. 1990. Vol. 32, № 1. P. 318.
24. Smith J.T., Wright S.M., Cross M.A., Monte L., Kudelsky A.V., Saxen R., Vakulovsky S.M., Timms D.N. Global analysis of the riverine transport of ^{90}Sr and ^{137}Cs . *Environment Science & Technology*. 2004. Vol. 38. P. 850–857.
25. Delfanti R., Özsoy E., Kaberi H., Schirone A., Salvi S., Conte F, Tsabaris C., Papucci C. Evolution and fluxes of ^{137}Cs in the Black Sea/Turkish Straits System/North Aegean Sea. *Journal of Marine Systems*. 2014. Vol. 135. P. 117–123.

26. Dynamics of the radioactive contamination caused by CNPP accident on observed data 1986–1990 / eds. V.A. Borzilov, I.I. Kryshev. *Ecological and hydrophysical consequences of the nuclear accidents*. Moscow: Hydrometeorological Publ., 1992. P. 57–61.
27. The Dnieper-South Bug Biota Scenario Description (Draft Version): EMRAS, Environmental Modelling for Radiation Safety Aquatic Working Group. *Ukrainian Scientific & Research Institute for Hydro-meteorology, Department of Monitoring of Radioactivity in the Environment*. 2006. 24 p.
28. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю., Краснопевцев Ю.В., Никитин А.И., Чумичев В.Б., Шкуро В.Н. Пространственное распределение и баланс ^3H и ^{137}Cs в Черном море в 1977 г. *Атомная энергия*. 1980. Т. 49, Вып. 2. С. 105–108.
29. Buesseler K.O., Livingston H.D., Casso S.A. Mixing between oxic and anoxic waters of the Black Sea as traced by Chernobyl cesium isotopes. *Deep-Sea Research*. 1991. Vol. 38, N 2. P. S725–S745.

Стаття надійшла до редакції 04.12.2018