

ІНСТИТУТ ПРОБЛЕМ МАТЕМАТИЧНИХ МАШИН І СИСТЕМ
НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БЕЖЕНАР РОМАН ВАСИЛЬОВИЧ

УДК 004.942

ДИСЕРТАЦІЯ

**ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ
ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ДЛЯ КОМП'ЮТЕРНОЇ ПІДТРИМКИ РІШЕНЬ З
РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ**

Спеціальність 05.13.06 – інформаційні технології

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Р.В. Беженар

Науковий консультант: Мадерич Володимир Станіславович, доктор фізико-математичних наук, професор

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Беженар Р.В. Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 05.13.06 – інформаційні технології. – Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, Київ, 2020.

Дисертаційна робота присвячена розробці і розвитку інформаційних технологій для систем комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки на основі нових та удосконалених математичних моделей переносу забруднення у водних екосистемах та дозових впливів на людину через різні шляхи опромінення. Об'єкти хімічної, атомної та іншої промисловості, розташовані на морському узбережжі, як правило, є джерелом різних забруднюючих речовин. Забруднюючі речовини потрапляють у навколишнє середовище в результаті постійних викидів у процесі нормальної діяльності промислових об'єктів, а також внаслідок різноманітних аварій. У дисертаційній роботі розглядається радіоактивне забруднення, маючи на увазі, що розроблені моделі і методи можуть бути застосовані і для інших типів забруднення зі схожими властивостями. У випадку регулярного чи аварійного витоку радіонуклідів потрібно володіти інформацією для прийняття рішень щодо необхідності застосування заходів для зменшення негативного впливу на людину. З цією метою розробляються системи комп'ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки, які надають необхідну інформацію посадовим особам, що приймають відповідні рішення. Дані системи, як правило, складаються з сукупності пов'язаних між собою математичних моделей. Прийняття рішень відбувається на основі інформації про рівень забруднення навколишнього середовища, в тому числі водних екосистем, різні компоненти яких входять до раціону людини. Математичне моделювання є ефективним методом визначення ступеня забруднення морського середовища як в регіональному, так і в глобальному масштабах. Проте до недавнього часу в інформаційних системах із радіаційної

безпеки морська складова не розглядалася взагалі або використовувалася як зовнішня компонента.

Для відтворення реальної ситуації чи реалізації деякого сценарію можливого забруднення в моделі повинні братися до уваги основні джерела забруднення та описуватися процеси, що з ним відбуваються: перенос під дією течій, дифузія, взаємодія зі зваженими у воді частинками, донними відкладеннями і морськими організмами, а також розпад під дією різних чинників. Засвоєння кожної речовини морськими організмами залежить від типу цієї речовини, виду морського організму, його віку і положення в ланцюжку живлення, а також від характеристик морського середовища, зокрема, температури і солоності. Виходячи з різноманітності організмів, кількості забруднюючих речовин в сучасних умовах розвитку промисловості та мінливості характеристик морського середовища в Світовому океані, неможливо описати ці процеси за допомогою моделі з певним набором постійних параметрів через їхню варіативність у природному середовищі. Таким чином, існує необхідність в розробці моделей засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та їхньої інтеграції в системи комп'ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки.

Метою роботи є розширення функціональності інформаційних систем для об'єктів атомної промисловості шляхом включення в них як нових, так і вдосконалених математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у різних компонентах водного середовища з використанням обмеженої кількості запропонованих параметрів та оцінки можливого впливу на людину. Для реалізації цієї мети були розроблені механізми автоматичної передачі даних між моделями та проведена адаптація камерної моделі POSEIDON-R до європейських морів з метою її інтеграції в систему ядерного аварійного реагування RODOS, що дає можливість здійснювати довгострокове прогнозування переносу радіонуклідів у морському середовищі в оперативному режимі та оцінювати дози опромінення людини. В системі RODOS був розроблений модуль розрахунку доз опромінення, отриманих населенням завдяки споживанню продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи

переносу радіонуклідів. Також модель POSEIDON-R була включена в платформу PREDO, призначену для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів.

Камерна модель POSEIDON-R була вдосконалена для використання в системах комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки. Зокрема, розроблена модель донного ланцюжка живлення, що дозволяє описувати забруднення придонних організмів, яке, згідно з існуючими спостереженнями, відрізняється від пелагічних. У ній вперше враховується перехід забруднення з донних відкладень у морські організми. Компонентами цього ланцюжка живлення є донні безхребетні організми, що споживають органічну фракцію донних відкладень, засвоюючи, таким чином, забруднення з дна, придонна риба та донні хижаки. Врахування даних процесів є важливим у випадку суттєвого забруднення донних відкладень при аварійному вибої радіонуклідів або при потраплянні в морське середовище радіонуклідів, які мають високу здатність адсорбуватися твердими частинками, що приводить до їхнього накопичення в дні. Також отримана залежність засвоєння ізотопів цезію і стронцію морськими організмами від солоності оточуючої води, тобто від концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію, відповідно. Дане вдосконалення моделі POSEIDON-R дає змогу застосовувати її у водних об'єктах з широким діапазоном солоності, зокрема, в лиманах і гирлах річок з майже прісною водою, а також у морях з великим стоком річкової води.

Для врахування хіміко-біологічних властивостей забруднюючих речовин накопичуватися в певних тканинах організму була розроблена нова кінетично-алометрична модель неоднорідного засвоєння забруднення організмом риби. Організм риби розглядається як сукупність комірок, розподілених на три групи тканин: кістки, м'язи і органи, що мають суттєві відмінності в біологічному часі оновлення клітин. У моделі враховується залежність параметрів, які описують основні процеси метаболізму риби, від її маси в степені $-1/4$, що узгоджується з загальним законом масштабування в біології. При цьому величини алометричних сталих визначалися на основі відомих експериментальних даних. Порівняння

результатів моделювання з даними лабораторних експериментів, описаних в літературних джерелах, проводилося для радіонуклідів, що відповідають за довгострокове забруднення морського середовища при регулярних і аварійних вибоках з атомних електростанцій. Зокрема, розраховані концентрації радіоактивних ізотопів ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{134}Cs в різних видах риби при їхньому засвоєнні з води, а також відповідні концентрації ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs при засвоєнні з їжі показали добре узгодження з вимірами.

При адаптації моделі POSEIDON-R до європейських морів з метою включення в систему RODOS, вона застосовувалась для довгострокового моделювання переносу радіоактивного цезію ^{137}Cs у Чорному, Балтійському та Середземному морях, у північно-східній частині Атлантичного океану, що містить Північне, Ірландське, Кельтське моря та Біскайську затоку, а також у північно-західній частині Тихого океану включно з Жовтим, Східно-Китайським і Японським морями. Для кожної з описаних областей розраховані концентрації радіонукліда у воді, донних відкладеннях і морських організмах узгоджуються з даними відповідних вимірювань за весь період моделювання. Показано, що вміст ^{137}Cs у Чорному і Балтійському морях зумовлений переважно аварією на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС), у Середземному морі – глобальним атмосферним випадінням, у морях північно-східної частини Атлантичного океану – вибоком із збагачувального заводу Селлафілд.

Були оцінені індивідуальні дози опромінення від споживання морепродуктів на основі розрахованих моделлю POSEIDON-R концентрацій ^{137}Cs в європейських морях. Показано, що у всіх морях, які розглядалися, за винятком Ірландського, розраховані дози завжди були далекими від допустимого рівня опромінення населення від антропогенних радіонуклідів, який становить 1 мЗв/рік. В Ірландському морі протягом 1975-1979 років індивідуальні дози опромінення контрольної групи людей з максимальною долею морепродуктів в їхньому раціоні перевищували цей рівень. У випадку аварії на АЕС Фукусіма-1 лише для умовної групи людей, які б споживали морепродукти, виловлені в 15-км області навколо АЕС, індивідуальна доза опромінення склала близько 1,5 мЗв.

З метою детального відтворення переносу радіоактивного забруднення в північно-західній частині Тихого океану протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1 та в Балтійському морі протягом п'яти років після аварії на ЧАЕС застосовувалась тривимірна модель THREEETOX. У результаті отримані карти забруднення морського середовища, а також області з підвищеними концентраціями ^{137}Cs та шляхи його поширення в різні моменти часу. Для відтворення переносу ^{137}Cs в морських організмах Тихого океану після аварії на АЕС Фукусіма-1 та для прогнозування наслідків майбутніх аварій у тривимірну модель THREEETOX були вперше інтегровані компоненти технології моделювання забруднення водних екосистем.

Камерна модель POSEIDON-R була включена в платформу PREDO для оцінки доз опромінення населення в результаті витоків радіонуклідів, що утворюються в умовах нормальної експлуатації атомних об'єктів Швеції, в морське середовище. Представлене порівняння розрахованих концентрацій радіоактивних ^{60}Co та ^{54}Mn у воді, донних відкладеннях і морських організмах з відповідними вимірами для АЕС Форсмарк, яка розміщена на березі Балтійського моря. Розроблена в даній роботі кінетично-алометрична модель неоднорідного накопичення забруднення в рибі дає краще узгодження розрахованих концентрацій обох радіонуклідів з вимірами порівняно з іншими моделями для типів риби, що знаходяться на різних рівнях ланцюжка живлення. Причиною цього є врахування внеску різних тканин, оскільки навіть низька концентрація активності в м'язовій тканині суттєво впливає на загальний вміст радіонукліда в рибі через її значну масову частку.

Для розрахунку доз, отриманих населенням від прісноводних шляхів опромінення, в систему RODOS була інтегрована модель FDMA. В ній проводиться оцінка доз опромінення, отриманих населенням за рахунок вживання питної води та внаслідок споживання продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи. Вхідними даними моделі є концентрація радіонуклідів у воді на територіях сільськогосподарського виробництва і територіях проживання, яка є вихідною інформацією гідромодуля системи RODOS. Параметри моделі, які відносяться до різних радіоекологічних регіонів України, були зібрані,

опрацьовані і внесені в систему RODOS, що сприяло її впровадженню в Україні. В даний час оцінка доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в рамках системи RODOS здійснюється на атомних об'єктах України і в урядових структурах, зокрема, на Рівненській АЕС та в центрі прогнозування наслідків радіаційних аварій Українського гідрометеорологічного центру ДСНС України, що підтверджується відповідними актами впровадження.

Ключові слова: водні екосистеми, забруднюючі речовини, радіонукліди, комп'ютерна підтримка рішень, система RODOS, камерна модель POSEIDON-R, кінетично-алометрична модель, дози опромінення населення, аварія на Чорнобильській АЕС, аварія на АЕС Фукусіма-1.

ABSTRACT

Bezhenar R.V. Information technologies of aquatic ecosystems contamination modeling for the computer support of decisions in radiation safety. – Qualification scientific work with the manuscript copyright.

The thesis for a doctor degree of technical sciences in specialty 05.13.06 – Information technologies. – Institute of Mathematical Machine and System Problems, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2020.

The thesis focuses on the development and improvement of information technologies for the systems of computer support of decisions in radiation safety based on the new and upgraded mathematical models for the contamination transport in aquatic ecosystems and dose effects on humans through different pathways of irradiation. Chemical, nuclear or other facilities located on the seacoast usually release different contaminants. They enter the environment due to regular releases during the normal operation of industrial sites and in result of various accidents. Only radioactive contamination is considered in the thesis taking into account that developed models and methods can be used for other types of contamination with similar properties. In the case of regular or accidental release of radionuclides, information should be available to make decisions regarding the need to take measures to reduce the negative impact on humans. For this purpose, systems for the computer support of decisions in radiation safety are being developed to provide the necessary information to decision-makers. Such systems typically consist of a set of interrelated mathematical models. Decision making is based on information on the level of environmental contamination, including aquatic ecosystems, whose different components are part of the human diet. The mathematical modeling is an effective tool to find the contamination level of marine environment both in regional and global scale. However, until recently, information systems of radiation safety did not include the marine component at all or it was used as external element.

To reproduce the real situation or to implement some possible contamination scenario, the main sources of contamination should be considered in the model as well as processes that occur with it, for example transport with currents, diffusion, interaction with

suspended sediments, bottom deposits and marine organisms, and decay due to various factors. Assimilation of each substance by marine organisms depends on properties of this substance, species of the organism, its age, position in the food web and characteristics of the marine environment, especially temperature and salinity. Based on the diversity of marine organisms, amount of contaminants at the current level of industrial development, and frequent changes of characteristics of the marine environment in the oceans, it is impossible to describe these processes using the model with a set of standard parameters due to their variability in the natural environment. Thus, there is a need to develop models for the assimilation of contaminants by marine organisms and their integration into systems for the computer support of decisions in radiation safety.

The aim of the work is extending the functionality of information systems for nuclear facilities by incorporating both new and advanced mathematical models for calculation of contaminants concentration in different components of marine environment using a limited number of suggested parameters and for estimation of possible impact on humans. For realization of this aim, mechanisms for automatic data transfer between models were developed and the POSEIDON-R model was customized to European seas that helped to integrate it into the system for nuclear emergency response RODOS. This gives the possibility to provide a long-term prediction for the radionuclide transfer in the marine environment in online mode and to estimate the radiation doses for population. The module for calculating the doses of radiation received by people due to consumption of food products of plant and animal origin contaminated through the freshwater pathways of radionuclide transfer was also developed in the RODOS system. In addition, the POSEIDON-R model was incorporated in the PREDOS platform designed for estimation the radiation doses to population from regular releases of radionuclides from nuclear facilities.

The box model POSEIDON-R was improved for using in systems for the computer support of decisions in radiation safety. In particular, the model of the benthic food web has been developed allowing us to describe the contamination of benthic organisms, which, according to existing observations, is different from pelagic ones. Here transfer of contamination from bottom sediments to marine organisms is considered for the first time.

This food web includes benthic invertebrates, which consumes organic fraction of bottom deposit assimilating contamination from the seabed, as well as demersal fish and bottom predators. Consideration of these processes is important when bottom sediments are significantly contaminated due to accidental release of radionuclides or in the case of marine environment contamination by radionuclides that have a high ability to adsorb by sediments, resulting in their accumulation in the bottom. In addition, the dependence of cesium and strontium uptake rates by marine organisms on the salinity of surrounding water that means the concentration of competition ions potassium and calcium, respectively, is obtained. Such improvement of POSEIDON-R model allows it to be used in water bodies with a wide range of salinity, including estuaries with almost fresh water and seas with large river water runoff.

A new kinetic-allometric model for non-uniform assimilation of contamination by fish was developed to take into account the chemical and biological features of contaminants to accumulate in certain tissues of the organism. The fish body is considered as a set of compartments combined into three groups of tissues: bones, muscles and organs, which have significant differences in biological time of living cell renewal. Model parameters describing the main metabolic processes depend on mass of fish to the $-1/4$ power that is in agreement with the general scaling law in biology. The values of allometric constants were determined based on known experimental data. Comparison of the simulation results with data of laboratory experiments described in the literature was carried out for radionuclides, which are responsible for the long-term contamination of the marine environment in result of routine or accidental releases from nuclear power plants. In particular, the calculated concentrations of radioactive isotopes ^{57}Co , ^{54}Mn and ^{134}Cs in different fish species during their uptake from water as well as corresponding concentrations of ^{60}Co , ^{54}Mn and ^{137}Cs during their uptake from food were in good agreement with the measurements.

The customization of POSEIDON-R model to European seas was the necessary step for its integration in the RODOS system. For this purpose, it was applied for long-term simulation of the transfer of radioactive cesium ^{137}Cs in the Black Sea, Baltic Sea, Mediterranean Sea, in the Northeastern Atlantic containing the North Sea, Irish Sea, Celtic

Sea and Biscay Bay, and in the Northwestern Pacific including the Yellow Sea, East China Sea and Japan Sea. For every region, the calculated concentrations of radionuclide in the water, bottom sediments and marine organisms agree with the corresponding measurements throughout the simulation period. It is shown that the accident at the Chernobyl NPP had a dominant contribution to the total amount of ^{137}Cs in the Black and Baltic seas, global atmospheric deposition – in the Mediterranean Sea and release from the nuclear reprocessing plant Sellafield – in the Northeastern Atlantic.

Individual doses of radiation from seafood consumption were estimated based on the concentrations of ^{137}Cs in European seas calculated by the POSEIDON-R model. It was shown that in all considered seas, except Irish Sea, the calculated doses were always much lower than the maximum effective dose commitment for public from anthropogenic radionuclides equal to 1 mSv/y. In the Irish Sea, the annual individual doses of irradiation to a reference group of population with the highest fraction of seafood in their diets exceeded this level during 1975-1979. In the case of Fukushima nuclear accident, the individual dose of radiation was about 1.5 mSv for a virtual group of people who would consume seafood only from a 15 km area around the NPP.

A three-dimensional model THREETOX was used for detailed reproducing the transfer of radioactive contamination in the Northwestern Pacific over two years after the Fukushima nuclear accident and in the Baltic Sea during the five years following the Chernobyl accident. It provides maps for ^{137}Cs concentrations in the marine environment and directions for its propagation at different times. To reproduce the transport of ^{137}Cs in marine organisms of Pacific Ocean following the Fukushima nuclear accident and to predict the effects of future accidents, the components of modelling technology for aquatic ecosystems contamination were integrated for the first time in three-dimensional model THREETOX.

The box model POSEIDON-R was incorporated into the PREDO platform to estimate radiation doses to the public resulting from the releases of radionuclides in the marine environment during normal operation of nuclear facilities in Sweden. The calculated concentrations of radioactive ^{60}Co and ^{54}Mn in the water, bottom sediments and marine organisms are compared with the corresponding measurements for the Forsmark

NPP located on the Baltic Sea coast. The developed kinetic-allometric model for the for non-uniform assimilation of contamination in fish gives better agreement of the calculated concentrations for both radionuclides with measurements for fish species at different levels of the food chain compared to other models. This is caused by the contribution of different tissues, because even a low concentration of activity in muscle tissue significantly affects the total content of radionuclide in fish due to its large mass fraction.

The FDMA model was integrated into the RODOS system for calculation the doses received by the population from freshwater pathways of irradiation. It provides the dose assessment due to consumption by people of the drinking water and food products of plant and animal origin contaminated through freshwater. The input data for the model is the concentration of radionuclides in the water on agricultural and habitat areas, which is the output information of the RODOS hydro module. Model parameters related to different radioecological regions of Ukraine were collected, processed and integrated into the RODOS system that was contributed to its implementation in Ukraine. Nowadays, the dose assessment for population from freshwater pathways of irradiation using the RODOS system is carried out at the nuclear facilities of Ukraine and in governmental structures. In particular, it is in operate at the Rivne NPP and in the Radiation Accidents Consequences Prediction Center of the Ukrainian Hydrometeorological Center that is confirmed by the relevant acts of implementation.

Keywords: aquatic ecosystems, contaminants, radionuclides, computer support of decisions, RODOS system, box model POSEIDON-R, kinetic-allometric model, radiation doses to public, accident at the Chornobyl NPP, Fukushima nuclear accident.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 741–746.
2. Zheleznyak M., Potempski S., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Kadlubowski A., Trybushnyi D. Hydrological dispersion module of JRODOS: development and pilot implementation – the Vistula river basin. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. 113–122.
3. Heling R., Bezhenar R. The validation of the dynamic food chain model BURN-POSEIDON on Cs-137 and Sr-90 data of the Dnieper-Bug Estuary, Ukraine. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46 (6). P. 561–566.
4. Беженар Р.В., Мороз Н.А., Савелий Л.Л. Адаптация трехмерной численной модели ТРИТОКС для прогнозирования гидрохимического режима водоема-охладителя Запорожской АЭС. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 1 (41). С. 70–76.
5. Беженар Р.В., Бровченко И.А., Железняк М.И., Кошебуцкий В.И., Мадерич В.С. Моделирование радиоактивного загрязнения морской среды при аварии на АЭС Фукусима. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 4 (44). С. 82–91.
6. Moroz N.A., Bezhenar R.V., Saveliy L.L. Improvement of ecological monitoring of water quality (content of heavy metals) in system of technical water supply of Zaporizhzhya Nuclear Power Plant (Ukraine). *International Journal of Energy for a Clean Environment*. 2012. Vol. 13 (1-4). P. 75–103.
7. Maderich V., Bezhenar R., Heling R., De With G., Jung K.T., Myoung J.G., Cho Y.-K., Qiao F., Robertson L. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 131. P. 4–18.

8. Maderich V., Jung K.T., Bezhenar R., de With G., Qiao F., Casacuberta N., Mascue P., Kim Y.H. Dispersion and fate of ^{90}Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 494-495. P. 261–271.
9. Periañez R., Bezhenar R., Iosjpe M., Maderich V., Nies H., Osvath I., Outola I., de With G. A comparison of marine radionuclide dispersion models for the Baltic Sea in the frame of IAEA MODARIA program. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 139. P. 66–77.
10. Vives i Batlle J., Beresford N.A., Beaugelin-Seiller K., Bezhenar R., Brown J., Cheng J.-J., Cujic M., Dragovic S., Duffa C., Fievet B., Hosseini A., Jung K.T., Kamboj S., Keum D.-K., Kryshev A., LePoire D., Maderich V., Min B.-I., Perianez R., Sazykina T., Suh K.-S., Yu C., Wang C., Heling R. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 31–50.
11. 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.
12. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. Modelling of marine radionuclide dispersion in IAEA MODARIA program: Lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 569-570. P. 594–602.
13. Bezhenar R., Heling R., Ievdin I., Iosjpe M., Maderich V., Willemsen S., de With G., Dvorzhak A. Integration of marine food chain model POSEIDON in JRODOS and testing versus Fukushima data. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S137–S139.
14. Беженар Р. Моделивання накопичення радіоактивного ^{90}Sr у морських організмах. *Математичні машини і системи*. 2017. № 1. С. 61–70.

15. Беженар Р., Мадерич В., Євдін Є., Бойко О., Ківва С. Камерна модель Чорного моря та її інтеграція в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичні машини і системи*. 2017. № 3. С. 111–119.
16. 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.
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. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jung K.T., Kamidaria Y., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Maderich V., Min B.I., Suh K.S. Fukushima ^{137}Cs releases dispersion modelling over the Pacific Ocean. Comparisons of models with water, sediment and biota data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 198. P. 50–63.
19. Беженар Р. Реконструкція забруднення Чорного моря радіоактивним ^{137}Cs у період з 1945 по 2020 роки за допомогою камерної моделі POSEIDON-R. *Математичні машини і системи*. 2019. № 1. С. 80–93.
20. Maderich V., Bezhenar R., Brovchenko I., Martazinova V. Classification of radioactivity levels in the regions of the World Ocean using compartment modelling. *Advances in Intelligent Systems and Computing* 1019 / A. Palagin, A. Anisimov, A. Morozov, S. Shkarlet (eds). Mathematical Modeling and Simulation of Systems MODS-2019: Springer, Cham., 2020. P. 13–20.
21. Bezhenar R., Maderich V., Schirone A., Conte F., Martazinova V. Transport and fate of ^{137}Cs in the Mediterranean and Black Seas system during 1945–2020 period: A modelling study. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208–209. 106023. 14 p.
22. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Little A., Maderich V., McGinnity P., Min B.I., Nies H., Osvath I., Suh K.S., de With G. Marine radionuclide transport modelling: Recent

developments, problems and challenges. *Environment Modelling and Software*. 2019. Vol. 122. 104523. 19 p.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

23. Беженар Р., Хелінг Р. Модифікація динамічної моделі переносу радіонуклідів через ланцюжок живлення морських організмів і інтеграція її в камерну модель POSEIDON-R. *Моделирование-2006*: сб. трудов конф. Института проблем моделирования в энергетике им. Г.Е. Пухова НАН Украины (Киев, 16-18 мая 2006 г.). Киев, 2006. С. 109–113.

24. Бойко А., Беженар Р., Железняк М., Ковалец И., Трибушный Д., Примаченко А., Шляхтун Н., Удовенко О. Демонстрационная версия “Дунай-Демо” обновленного модуля гидрологической дисперсии радионуклидов системы RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2007*: тези доповідей Другої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Київ-Жукін, 25-29 червня 2007 р.). Київ-Жукін, 2007. С. 18–21.

25. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Proceedings of the International conference on radioecology and environmental radioactivity* (Bergen, Norway, 15-20 June 2008). Bergen, Norway, 2008. Part 1. P. 26–29.

26. Raskob W., Trybushnyi D., Zheleznyak M., Bezhenar R., Ievdin I., Kovalets I., Maderich V., Kim Y.H., Jung K.T. Application of the terrestrial and aquatic models of JRODOS for Fukushima accident. *Environment and nuclear renaissance: International conference on radioecology and environmental radioactivity* (Hamilton, Ontario Canada, 19-24 June 2011). Hamilton, Ontario Canada, 2011. Abstract N 987.

27. Беженар Р.В., Кошебуцький В.І., Бровченко І.О., Мадерич В.С., Железняк М.Й. Моделювання розповсюдження Cs-137 в прибережних водах та накопичення його на дні в результаті аварії на атомній станції Фукусіма-1. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2011*: тези доповідей

Шостої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Чернігів, 27-30 червня 2011 р.). Чернігів, 2011. С. 82–84.

28. Bezhenar R., Maderich V., Heling R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological assessment by compartment model POSEIDON-R of radioactivity released in the ocean following Fukushima Daiichi accident. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 7-12 April 2013). Vienna, Austria, 2013. Vol. 15. EGU2013-536-4.

29. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung К.-Т. Моделювання довгострокової динаміки розповсюдження радіонуклідів у морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма та оцінка отриманих доз населенням в результаті споживання забруднених морепродуктів. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2013: тези доповідей Восьмої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів-Жукін 24-28 червня 2013 р.)*. Чернігів-Жукін, 2013. С. 62–65.

30. Heling R., Maderich V., Bezhenar R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological Assessment of Radioactivity Released in the Ocean Following the Fukushima Daiichi Accident by Means of the Compartment Model POSEIDON-R. *Book of Abstracts of 12th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements* (Athens, Georgia USA, 16-20 June 2013). Athens, Georgia USA, 2013.

31. Jung K.T., Maderich V., Bezhenar R., Qiao F., Casacuberta N, Mascue P. ⁹⁰Sr Dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 27 April – 2 May 2014). Vienna, Austria, 2014. Vol. 16. EGU2014-2616.

32. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung К.-Т. Моделювання розповсюдження радіонукліду ⁹⁰Sr в північно-західній частині Тихого океану: аварія на АЕС Фукусіма на фоні історичного забруднення. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2014: тези доповідей Дев'ятої міжнар. наук.-практ. конф. (Київ-Жукін, 23-27 червня 2014 р.)*. Київ-Жукін, 2014. С. 50–53.

33. Zheleznyak M., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Koshebustsky V., Maderich V., Raskob W., Treebushny D. Integration into JRODOS the models of

radionuclide transport in rivers, reservoirs and coastal waters to support the emergency response in early accidental stages. *International conference on radioecology and environmental radioactivity ICRER-2014* (Barcelona, Spain, 7-12 September 2014). Barcelona, Spain, 2014. P-032.

34. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radionuclides from high polluted bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post Fukushima period. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 12-17 April 2015). Vienna, Austria, 2015. Vol. 17. EGU2015-678.

35. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Міграція радіонуклідів з донних відкладень до риби через донний ланцюжок живлення. *Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика: зб. доповідей Десятої наук.-практ. конф.* (Київ, червень 2015 р.). Київ, 2015. С. 53–57.

36. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Migration of radiocaesium from bottom sediments to fish through benthic food chain. *13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements: Book of Abstracts* (Fukuoka, Japan, 12-16 July 2015). Fukuoka, Japan, 2015. P. 220.

37. Blixt Buhr A.M., Alpfjord H., Avila R., Bezhenar R., Broed R., Fermvik A., Grusell E., Haggkvist K., Maderich V., Rensfeldt V., Sundell-Bergman S., Timmermans Cor W.M., Willemsen S., deWith G. PREDO – a strengthened dose assessment for routine discharges by Swedish nuclear installations. *International Congress on radiation protection IRPA14* (Cape Town, South Africa, 9-13 May 2016). Cape Town, South Africa, 2016. Vol. 2. P. 1003.

38. Беженар Р., Євдін Є., Мадерич В. Інтеграція камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі Poseidon в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2016: тези доповідей Одинадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Жукін, 27 червня – 1 липня 2016 р.). Жукін, 2016. С. 79–82.

39. Jung K.T., Bezhenar R., Maderich V., Kim K.O., Qiao F. Preliminary results from a modeling radionuclide transfer through marine food web using a multi-organ fish

model. *North Pacific Marine Science Organization 2016 Annual Meeting* (San Diego, USA, 2-13 November 2016). San Diego, USA, 2016. P. 119.

40. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. An overview of marine modelling activities in IAEA MODARIA program: lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *II International Conference on Radioecological Concentration Processes: Book of Proceedings* (Sevilla, Spain, 6-9 November 2016), Sevilla, Spain, 2016. P. 566–572.

41. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Реконструкція радіаційного забруднення Чорного моря в результаті аварії на Чорнобильській АЕС. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2017: тези доповідей Дванадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів, 26-29 червня 2017 р.). Чернігів, 2017. С. 109–112.

42. Aoyama M., Bezhenar R., Maderich V., Tateda Y., Tsumune D. Artificial radionuclides dataset of seawater, sediment and biota in marine environment at Black Sea and off Fukushima. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 8-13 April 2018). Vienna, Austria, 2018. Vol. 20. EGU2018-2189-1.

43. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі в результаті аварій на Чорнобильській АЕС та АЕС Фукусіма: аналіз спільних та відмінних рис. *Зб. тез доповідей наук.-техн. конф. молодих вчених та спеціалістів ІПМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України* (Київ, 16 травня 2018 р.). Київ, 2018. С. 15–17.

44. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання змін концентрації ^{137}Cs в Середземноморському басейні протягом 1945–2020 років. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2018: тези доповідей Тринадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів-Жукін, 25-29 червня 2018 р.). Чернігів-Жукін, 2018. С. 28–31.

45. Беженар Р.В. Фізіологічна модель накопичення радіонуклідів у рибі. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2019: тези доповідей*

Чотирнадцятої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів, 24-26 червня 2019 р.). Чернігів, 2019. С. 49–53.

ЗМІСТ

ВСТУП	8
РОЗДІЛ 1 РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ОПИС ПРОЦЕСІВ ЙОГО ПЕРЕНОСУ МЕТОДАМИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ	17
1.1 Радіоактивність у навколишньому середовищі.....	21
1.1.1 Природні та антропогенні радіонукліди	21
1.1.2 Концентрації активності та дози опромінення	23
1.1.3 Джерела антропогенних радіонуклідів у морському середовищі	25
1.1.4 Типи моделей переносу радіонуклідів у морському середовищі.....	28
1.2 Використання моделей переносу забруднення в морському середовищі в інформаційних системах	31
1.2.1 Інформаційні системи для оцінок наслідків регулярних витоків радіонуклідів з об'єктів атомної промисловості.....	32
1.2.2 Системи підтримки прийняття рішень при аварійних ситуаціях.....	34
1.2.3 Європейська система ядерного аварійного реагування RODOS	38
1.2.4 Області Світового океану, які необхідно включити в систему RODOS	41
1.3 Загальні принципи моделювання переносу забруднення в морському середовищі	43
1.4 Камерні моделі	47
1.4.1 Розподіл забруднення між розчиненою у воді фазою і адсорбованою на зважених частинках	48
1.4.2 Розповсюдження забруднення в донних відкладеннях	52
1.4.3 Проблема спотворення швидкості розповсюдження забруднення у всій області моделювання	54
1.5 Тривимірні моделі циркуляції і переносу	55
1.6 Моделювання засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами.....	57

1.6.1	Ланцюжки живлення морських організмів.....	58
1.6.2	Рівноважний підхід	59
1.6.3	Динамічні моделі	62
1.6.4	Динамічна модель накопичення забруднення в окремих тканинах риби BURN-POSEIDON	68
1.6.5	Фармако-кінетичні моделі	71
1.6.6	Залежність швидкості метаболічних процесів в організмі від його маси (алометрична теорія)	74
1.7	Висновки до розділу 1	75
РОЗДІЛ 2 КІНЕТИЧНО-АЛОМЕТРИЧНА МОДЕЛЬ НЕОДНОРІДНОГО ЗАСВОЄННЯ ЗАБРУДНЕННЯ В РИБІ		79
2.1	Основні рівняння моделі	83
2.2	Алометричні співвідношення	85
2.3	Визначення основних параметрів моделі	86
2.3.1	Алометричні сталі	87
2.3.2	Коефіцієнти ефективності засвоєння забруднюючих речовин різними тканинами організму	89
2.4	Особливості моделі.....	92
2.5	Аналіз внеску різних тканин в загальну концентрацію активності в рибі	94
2.6	Перевірка моделі на даних лабораторних експериментів	98
2.6.1	Засвоєння розчинених у воді радіонуклідів ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{134}Cs рибою.....	98
2.6.2.	Засвоєння ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs рибою з їжі та їхнє виведення з організму	101
2.7	Висновки до розділу 2	103
РОЗДІЛ 3 ПЕРЕНОС ЗАБРУДНЕННЯ ЧЕРЕЗ ЛАНЦЮЖКИ ЖИВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ОРГАНІЗМІВ У КАМЕРНІЙ МОДЕЛІ POSEIDON-R.....		106
3.1	Перенос радіонуклідів у воді і донних відкладеннях.....	107
3.2	Динамічна модель накопичення радіонуклідів у морських організмах.....	113
3.2.1	Пелагічний і придонний ланцюжки живлення.....	114
3.2.2	Однорідне і неоднорідне накопичення активності в рибі	118

3.3	Зміна швидкості засвоєння радіоактивних цезію і стронцію в морських організмах у розпрісненій воді	119
3.4	Джерела радіонуклідів, що розглядаються в моделі	121
3.5	Чисельний розв'язок рівнянь моделі	123
3.6	Розрахунок доз для людини і морських організмів від різних джерел опромінення.....	126
3.6.1	Дози внутрішнього опромінення	127
3.6.2	Дози зовнішнього опромінення	128
3.6.3	Колективні дози опромінення населення	129
3.6.4	Розрахунок доз опромінення для морських організмів	130
3.7	Зв'язок розроблених методів з існуючими дослідженнями	130
3.8	Висновки до розділу 3	133
РОЗДІЛ 4 РЕКОНСТРУКЦІЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЧОРНОГО МОРЯ ДО ТА ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС.....		135
4.1	Існуючі оцінки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у Чорному морі	137
4.2	Збір та систематизація даних вимірювань концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і морських організмах Чорного моря.....	138
4.3	Адаптація моделі POSEIDON-R до Чорного моря.....	139
4.4	Реконструкція розповсюдження радіоактивного ^{137}Cs у морському середовищі Чорного моря	143
4.5	Реконструкція розповсюдження радіоактивного ^{90}Sr у морському середовищі Чорного моря	153
4.6	Оцінки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у Чорному морі на основі результатів моделювання.....	159
4.7	Висновки до розділу 4	164
РОЗДІЛ 5 МОДЕЛЮВАННЯ ПЕРЕНОСУ ^{137}Cs В ІНШИХ ЄВРОПЕЙСЬКИХ МОРЯХ		166
5.1	Середземне море.....	166
5.1.1	Система камер	167
5.1.2	Джерела ^{137}Cs у Середземному морі	169

5.1.3 Порівняння розрахованих концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами	172
5.1.4 Баланс ^{137}Cs та його чутливість до величини глобального атмосферного випадіння і водообміну через протоку Гібралтар та систему Турецьких проток ...	180
5.2 Балтійське море	185
5.2.1 Система камер	185
5.2.2 Джерела радіоактивного забруднення Балтійського моря	188
5.2.3 Порівняння результатів моделювання з вимірами концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах у Балтійському морі.....	191
5.2.4 Застосування тривимірної моделі THREE_TOX для детального відтворення переносу ^{137}Cs у воді і донних відкладеннях Балтійського моря в 1986-1990 роках	198
5.3 Моря північно-східної частини Атлантичного океану	204
5.3.1 Система камер	205
5.3.2 Джерела ^{137}Cs	207
5.3.3 Порівняння розрахованих концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами	208
5.4 Оцінка доз опромінення населення для європейських морів	212
5.5 Висновки до розділу 5	215
РОЗДІЛ 6 Моделювання розповсюдження радіоактивності в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 на фоні існуючого забруднення північно-західної частини Тихого океану	218
6.1 Адаптація моделі POSEIDON-R до північно-західної частини Тихого океану	223
6.2 Довгострокове моделювання переносу ^{137}Cs у північно-західній частині Тихого океану	226
6.2.1 Глобальне випадіння ^{137}Cs , спричинене випробуваннями атомної зброї, та моделювання його переносу в Жовтому, Східно-Китайському і Японському морях	227
6.2.2 Джерела ^{137}Cs у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1.....	233

6.2.3 Порівняння розрахованих концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами навколо АЕС Фукусіма-1	234
6.3 Розповсюдження ^{90}Sr у морському середовищі в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 на фоні історичного забруднення.....	244
6.3.1 Відтворення забруднення Жовтого, Східно-Китайського і Японського морів протягом 1945-2010 років за допомогою математичного моделювання	245
6.3.2 Оцінка джерела ^{90}Sr внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1	252
6.3.3 Порівняння розрахованих концентрацій ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами навколо АЕС Фукусіма-1	254
6.4 Оцінки доз опромінення населення в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1	259
6.5 Аналіз спільних і відмінних рис при розповсюдженні забруднення в Чорному та Балтійському морях внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС і вздовж узбережжя Японії внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1	262
6.6 Оцінка чутливості результатів моделювання до зміни значень параметрів моделі POSEIDON-R	267
6.7 Детальне моделювання переносу ^{137}Cs у Тихому океані протягом двох років після аварії за допомогою тривимірної моделі переносу THREEEtox.....	269
6.8 Висновки до розділу 6	278
РОЗДІЛ 7 ІНТЕГРАЦІЯ МОДЕЛЕЙ ПЕРЕНОСУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИМИ ШЛЯХАМИ В СИСТЕМІ КОМП'ЮТЕРНОЇ ПІДТРИМКИ РІШЕНЬ З РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ	282
7.1 Інтеграція моделі POSEIDON-R в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS	282
7.1.1 Адаптація атмосферного випадіння як джерела забруднення в моделі POSEIDON-R на прикладі радіаційного інциденту на узбережжі Середземного моря в 1998 році	285
7.1.2 Адаптація річкового витoku як джерела забруднення в моделі POSEIDON-R.....	288

7.1.3 Застосування ланцюжка моделей системи RODOS до умовної радіаційної аварії на р. Дунай	290
7.2 Модуль оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в системі RODOS	295
7.3 Використання результатів моделювання для підтримки прийняття рішень у системі RODOS.....	304
7.4 Включення моделі POSEIDON-R у платформу PREDО для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів	305
7.4.1 Завдання і структура платформи PREDО.....	306
7.4.2 Моделювання переносу радіонуклідів, що утворюються при нормальній роботі атомних електростанцій	308
7.5 Висновки до розділу 7	315
ВИСНОВКИ.....	318
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	322
ДОДАТКИ	356
Додаток А Акти впровадження.....	357
Додаток Б Список публікацій здобувача за темою дисертаційної роботи	363
Додаток В Тривимірна модель термогідродинаміки і переносу радіонуклідів THREEТОХ	370
Додаток Д Дані вимірювань концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі, які проводилися дослідниками з різних країн у різні періоди часу	378
Додаток Е Допоміжна інформація	386
Додаток Ж Запуск моделі POSEIDON-R у системі RODOS	390
Додаток З Параметри моделі переносу радіонуклідів через прісноводні ланцюжки живлення.....	402

ВСТУП

Актуальність теми. У результаті розвитку технологій людство постійно стикається з забрудненням навколишнього середовища. Це пов'язано як із постійними викидами забруднюючих речовин у процесі нормальної діяльності промислових об'єктів, так і в результаті різноманітних аварій. Причиною таких аварій можуть бути природні явища чи помилки людей, а наслідком у будь-якому разі є потрапляння небезпечних речовин у навколишнє середовище. До речовин, які забруднюють морське середовище, відносяться нафта і нафтопродукти, синтетичні органічні сполуки вуглеводнів, важкі метали, антропогенні радіонукліди та побутове сміття [1]. У дисертаційній роботі розглядається лише радіоактивне забруднення, маючи на увазі, що основні процеси, характерні для морського середовища, мають схожі властивості для важких металів, радіонуклідів та великої кількості синтетичних органічних і неорганічних хімічних сполук.

При потраплянні радіонуклідів у навколишнє середовище потрібно володіти інформацією для прийняття рішень щодо необхідності застосування заходів для зменшення негативного впливу на людину та довкілля. З цією метою розробляються системи комп'ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки, такі як PC-CREAM [2], NARAC [3], RODOS [4], ARGOS [5], WSPEEDI [6], MOIRA-PLUS [7] та інші, що складаються з певної кількості пов'язаних між собою математичних моделей. Такі системи забезпечують необхідною інформацією посадових осіб, що приймають відповідні рішення.

Прийняття рішень, як правило, відбувається на основі даних про рівень забруднення морського середовища, у тому числі морських організмів, які складають частину раціону людини. Радіоактивне забруднення морського середовища приводить до опромінення людини через споживання забруднених морепродуктів та внаслідок безпосереднього контакту з водою чи перебування на узбережжі. Ефективним методом визначення ступеня забруднення морського середовища як в регіональному, так і у глобальному масштабі є математичне

модельовання. Для відтворення реальної ситуації чи реалізації деякого сценарію можливого забруднення в моделі повинні братися до уваги основні джерела забруднення та описуватися процеси, що з ним відбуваються: перенос під дією течій, дифузія, взаємодія зі зваженими у воді частинками, донними відкладеннями і морськими організмами, а також розпад під дією різних чинників. Виходячи з мінливості характеристик морського середовища у Світовому океані, різноманітності організмів та кількості забруднюючих речовин у сучасних умовах розвитку промисловості, неможливо описати ці процеси за допомогою моделі з певним набором постійних параметрів через їхню варіативність у природному середовищі. При потраплянні забруднення у прісні водойми вплив на людину може здійснюватися як за рахунок вживання питної води, так і внаслідок споживання продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи.

Після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у рамках проектів Європейського Союзу і за участі Інституту проблем математичних машин і систем НАН України була створена Система ядерного аварійного реагування RODOS (Real-time On-line DecisiOn Support). Вона являє собою сукупність математичних моделей, інтегрованих в межах спільного інтерфейсу, для оцінки наслідків можливих радіаційних аварій, а також планування невідкладних та довготривалих контрзаходів. Після аварії на АЕС Фукусіма-1 стала зрозумілою необхідність включення в систему RODOS моделей для прогнозування довгострокового переносу радіонуклідів у морському середовищі, у тому числі в морських організмах. В існуючих моделях процеси засвоєння забруднення морськими організмами розглядаються у дуже спрощеному вигляді або потребують великої кількості параметрів, які є специфічними для кожної речовини та кожного організму і можуть залежати від властивостей оточуючої води. Крім того, ці моделі до недавнього часу не входили в системи комп'ютерної підтримки рішень, що застосовуються для оцінок наслідків аварій, в результаті яких у навколишнє середовище потрапляють різні шкідливі речовини.

Актуальність роботи полягає у необхідності розвитку систем комп'ютерної підтримки рішень шляхом включення в них моделей засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами, які можна було б застосовувати для різних водних об'єктів і забруднюючих речовин, та оцінок доз для населення від прісноводних і морських шляхів розповсюдження радіонуклідів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження виконувалося в рамках бюджетних тем та фундаментальних досліджень Інституту проблем математичних машин і систем НАН України: “Розробка теоретичних основ побудови нових моделей алгоритмів і розподілених інформаційних технологій підтримки прийняття рішень у системах електронного урядування (Е-СИСТЕМА)”, “Методи та моделі створення і інтеграції новітніх інформаційних технологій у системах підтримки прийняття рішень різного призначення (ІНТЕГРАЦІЯ)”, “Розробка комплексу математичних моделей для гідрометеорологічних досліджень та інформаційних систем аналізу і прогнозування навколишнього середовища в умовах змін клімату (ГІДРОМЕТЕО)”; проекту Європейської комісії EURANOS “Європейський підхід до ядерного і радіологічного управління при надзвичайних ситуаціях та стратегій відновлення” (2006-2009 рр.); програми МАГАТЕ “Екологічне моделювання для радіаційної безпеки EMRAS II” (2009-2011 рр.); програми МАГАТЕ “Моделювання і дані для оцінок радіологічного впливу MODARIA” (2012-2015 рр.); науково-дослідної роботи молодих вчених НАН України: “Комплекс моделей для систем підтримки прийняття рішень по ліквідації наслідків забруднень у прибережних зонах морів” (2015-2016 рр.); програми МАГАТЕ “Розробка, тестування та гармонізація моделей і даних для оцінок радіологічного впливу MODARIA II” (2016-2019 рр.); спільного проекту Японського товариства з підтримки науки та Державного фонду фундаментальних досліджень України “Перенос радіоактивності між забрудненими донними відкладеннями і морським середовищем після аварій на АЕС Фукусіма і Чорнобильській АЕС” (2016-2017 рр.); дослідницького проекту МАГАТЕ IAEA CRP K41017 “Поведінка та впливи природних і антропогенних радіонуклідів у морському середовищі та їхнє використання як трасерів для океанографічних досліджень” (2017-2021 рр.);

стажування в Науковій лабораторії дослідження навколишнього середовища Центрального дослідницького інституту електроенергетичної промисловості в м. Абіко (Японія) за темою “Моделювання переносу цезію в системі вода – донні відкладення – придонний ланцюжок живлення з використанням комплексу моделей” (9 жовтня – 9 листопада 2018 р.).

Мета і завдання дослідження. Основна *мета* дисертаційної роботи полягає у розширенні функціональності інформаційних систем для об’єктів атомної промисловості шляхом включення як нових, так і вдосконалених математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у водному середовищі з використанням обмеженої кількості параметрів та оцінки можливого впливу на людину. Досягнення поставленої мети передбачає вирішення таких *завдань*:

- інтеграція розроблених та удосконалених моделей переносу забруднення водними шляхами в системи комп’ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки;
- адаптація моделі POSEIDON-R до європейських морів з метою їхнього включення в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS;
- розробка модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в системі ядерного аварійного реагування RODOS;
- розвиток камерної моделі POSEIDON-R шляхом включення в неї параметризації переносу забруднення через донний ланцюжок живлення морських організмів та врахування впливу змін солоності морського середовища (концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію) на інтенсивність засвоєння радіоактивних цезію і стронцію морськими організмами для застосування моделі в розпріснених водоймах;
- розробка нової технології моделювання переносу різних забруднюючих речовин у рибі з врахуванням біологічних особливостей організму, таких як маса і положення в ланцюжку живлення, та характеристик оточуючого середовища;

– застосування моделі POSEIDON-R для відтворення забруднення та поступового очищення Чорного і Балтійського морів у результаті аварії на ЧАЕС і східного узбережжя Японії після аварії на АЕС Фукусіма-1;

– інтеграція моделі забруднення водних екосистем у тривимірну модель переносу THREETOX з метою більш детального відтворення переносу радіонуклідів у морських організмах.

Об'єктом дослідження є системи комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки для об'єктів атомної промисловості.

Предметом дослідження є технології моделювання процесів переносу забруднюючих речовин у водних екосистемах з метою отримання оцінок їхнього впливу на людину.

Методи дослідження. У роботі використовувались сучасні чисельні методи математичного моделювання процесів переносу забруднення у водних системах і в морських організмах, методи аналізу розмірностей, статистичні методи обробки експериментальних даних і результатів моделювання.

Наукова новизна отриманих результатів полягає в наступному:

вперше

- за допомогою розроблених процедур автоматичної передачі даних між моделями здійснена інтеграція камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS як складової частини ланцюжка моделей, що дозволяє оцінювати радіаційне забруднення морського середовища в результаті аварій на атомних об'єктах, розташованих не лише на морському узбережжі, але й у глибині континенту;

- для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів у морське середовище з атомних об'єктів здійснена інтеграція моделі POSEIDON-R у платформу PREDOS;

- розроблений модуль розрахунку доз опромінення, отриманих населенням при споживанні продуктів харчування рослинного і тваринного

походження, які були забруднені через прісноводні шляхи переносу радіонуклідів, у системі ядерного аварійного реагування RODOS;

- розроблена нова технологія кінетично-алометричного моделювання засвоєння забруднюючих речовин рибою, в якій враховуються особливості речовин накопичуватися в різних тканинах риби, а також залежності швидкостей засвоєння і виведення забруднення від маси риби;

- здійснена реконструкція радіоактивного забруднення Чорного, Балтійського, Середземного морів, морів північно-західної частини Тихого океану і північно-східної частини Атлантичного океану для періоду з 1945 по 2020 роки за допомогою удосконаленої моделі POSEIDON-R та розраховані відповідні дози опромінення населення від споживання морепродуктів;

удосконалено

- камерну модель POSEIDON-R шляхом розробки моделі донного ланцюжка живлення, де вперше враховується перехід забруднення з донних відкладень у морські організми, та параметризації залежності інтенсивності засвоєння радіоактивних цезію і стронцію морськими організмами від концентрації конкуруючих іонів, що значно розширило її можливості та області застосування;

набула подальшого розвитку

- тривимірна модель термогідродинаміки і переносу забруднення THREETOX за рахунок внесення технології моделювання забруднення водних екосистем для більш детального відтворення переносу радіоактивного цезію ^{137}Cs в морських організмах Тихого океану після аварії на АЕС Фукусіма-1 та для прогнозування наслідків майбутніх аварій.

Практичне значення отриманих результатів роботи визначається

- 1) створенням інструменту для проведення автоматичних розрахунків переносу радіонуклідів у всіх європейських морях в оперативному режимі внаслідок будь-яких радіаційних аварій Європейською системою ядерного аварійного реагування RODOS;

2) використанням моделі переносу радіонуклідів через прісноводні ланцюжки живлення FDMA в системі RODOS, що дозволило враховувати відповідні дози опромінення населення навколо атомних електростанцій України;

3) включенням камерної моделі POSEIDON-R у платформу PREDО, що дало можливість оцінювати дози опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів Швеції у морське середовище;

4) отриманням у результаті реконструкції радіаційного забруднення європейських морів за допомогою моделі POSEIDON-R набору "еталонних" камер, що можуть розглядатися як оптимальні області для проведення вимірювань концентрацій радіонуклідів у Чорному та інших морях.

Теоретичні і практичні результати дисертаційної роботи використані та впроваджені:

– в Українському гідрометеорологічному центрі ДСНС України у частині розробки модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення;

– в Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України у частині розробки інформаційних технологій моделювання переносу забруднень у морському середовищі;

– на Рівненській АЕС у частині розробки модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення внаслідок можливих аварійних викидів радіонуклідів у р. Стир;

– в компанії «Facilia AB» (Швеція) при розробці платформи PREDО для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів Швеції;

– в Корейському інституті науки та технології океану (KIOST) для оцінки потенційних доз опромінення населення від споживання морепродуктів, забруднених внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1;

– в Технологічному інституті Карлсруе (Німеччина) у частині розробки моделей переносу радіонуклідів у водних екосистемах та їхньої інтеграції в Гідромодуль системи RODOS.

Достовірність наукових положень дисертації забезпечується використанням загальноприйнятих моделей переносу забруднення в морському середовищі; коректною параметризацією процесів, що розглядалися; контрольованою точністю чисельних обчислень; близькістю отриманих у роботі результатів до відповідних даних вимірювань; узгодженістю результатів і отриманих закономірностей з опублікованими в наукових роботах дослідженнями інших авторів.

Особистий внесок здобувача полягає в розробці підходів, параметризацій та здійсненні чисельного моделювання, що представлені в роботі, а також участі в інтеграції моделей у системи комп'ютерної підтримки рішень. Зокрема, в роботах здобувача [37], [44], [85], [205] автору належить проведення розрахунків, обробка отриманих результатів, а також їхнє обговорення разом з міжнародною групою співавторів та участь у формулюванні висновків. У роботах [67], [121], [144] автору належить проведення розрахунків та обробка отриманих результатів. У роботах [30], [33], [34], [38], [119], [133], [143], [153] автору належить участь у постановці задачі, підготовка і проведення розрахунків, обробка і аналіз отриманих результатів, їхньому співставленні з даними вимірювань, а також участь в обговоренні та формулюванні висновків. У роботах [54], [154], [155], які пов'язані з інтегруванням моделей в систему RODOS, автору належить внесення необхідних змін у програмний код моделей, їхнє тестування, проведення розрахунків та аналіз отриманих результатів. У роботі [9] автору належить участь у постановці задачі та аналізі отриманих результатів. У роботі [22] автору належить участь в обговоренні моделювання переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення морських організмів. Доповіді на 13 конференціях, за якими опубліковані тези доповідей, були здійснені особисто автором. У випадку інших 10 публікацій за підсумками конференцій автор приймав активну участь у підготовці доповідей та написанні тез.

Дисертаційна робота виконана здобувачем самостійно. З робіт, які виконані у співавторстві, використано результати, особисто отримані здобувачем.

Апробація результатів дисертації відбувалася на наукових семінарах і конференціях в Україні та за її межами. Матеріали різних розділів дисертації доповідались та обговорювались на міжнародних і вітчизняних наукових

конференціях, зокрема, на 8 конференціях “Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС” (2007, 2011, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019 рр.), на 4 конференціях Європейської геофізичної спілки (Відень, Австрія, 2013, 2014, 2015, 2018 рр.), на 3 міжнародних конференціях з радіоекології та радіоактивності навколишнього середовища (Берген, Норвегія, 2008 р.; Гамільтон, Канада, 2011 р.; Барселона, Іспанія, 2014 р.), на 2 конференціях Інституту проблем моделювання в енергетиці Г.Є. Пухова НАН України (2006, 2018 рр.), на 2 міжнародних конференціях з біогеохімії рідкісних елементів (Атенс, США, 2013 р.; Фукуока, Японія, 2015 р.), на науково-практичній конференції з міжнародною участю “Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика” (2015 р.), на щорічному з’їзді Північно-Тихоокеанської морської наукової організації (Сан Дієго, США, 2016 р.), на міжнародному конгресі з радіаційного захисту (Кейптаун, Південна Африка, 2016 р.), на міжнародній конференції процесів накопичення в радіоекології (Севілья, Іспанія, 2016 р.).

Робота в цілому доповідалася на розширеному семінарі відділення № 2 ІПММС НАН України. Окремі розділи роботи доповідались на семінарі ради молодих вчених ІПММС НАН України (2017 р.), на семінарах Першого інституту океанографії (FIO), Циндао, КНР (2013-2018 рр.), на семінарах Корейського інституту наук про океан (KIOST), Ансан, Республіка Корея (2012-2017 рр.) та Бусан, Республіка Корея (2018-2019 рр.), на семінарах Університету Фукусіми та Університету Цукуби (Японія, 2018 р.).

Публікації. За темою дисертаційної роботи опубліковано 45 наукових праць. Зокрема, 17 статей у виданнях, включених до наукометричних баз Scopus і Web of Science, 5 статей у наукових фахових виданнях ДАК України, з яких дві одноосібні, та 23 роботи у збірниках праць і тез наукових конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота включає вступ, сім основних розділів, висновки, список використаних джерел з 298 найменувань та 7 додатків. Загальний обсяг дисертації становить 418 сторінок, у тому числі 321 сторінка основного тексту 114 рисунків і 29 таблиць.

РОЗДІЛ 1

РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ОПИС ПРОЦЕСІВ ЙОГО ПЕРЕНОСУ МЕТОДАМИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

З початком промислової епохи різні забруднюючі речовини постійно потрапляють у морське середовище. При цьому концентрація забруднення є неоднорідною у просторі і постійно змінюється в часі. В деяких областях Світового океану в певні моменти часу можуть встановлюватись небезпечні значення концентрації однієї або кількох речовин. Особливо це стосується прибережних районів із великою густиною населення і пов'язаними з цим викидами забруднюючих речовин у навколишнє середовище [8]. Щоб зафіксувати перевищення концентрацією певної речовини гранично допустимих норм, потрібно постійно проводити моніторинг областей з підвищеним ризиком забруднення. Як правило, відповідні вимірювання здійснюються поблизу промислових об'єктів, що знаходяться на березі різноманітних водойм [9] чи на морському узбережжі. Проте завжди залишається проблема значних недосліджених областей у випадку глобальних аварій. Дану проблему вирішують за допомогою математичного моделювання, яке також можна використовувати і для оцінки впливу забруднення на морські організми і на людину. Варто відмітити, що лише маючи розраховані поля концентрацій забруднюючої речовини в певній області моря, які узгоджуються з існуючими даними вимірювань, можна говорити про повне дослідження забруднення цієї області. Крім того, результати моделювання використовують як для оцінок забруднення в минулому, так і для прогнозу на майбутнє.

Загалом існують різні типи забруднюючих речовин у морському середовищі, з яких основними, згідно з [1], вважаються: 1) нафта і нафтопродукти; 2) синтетичні органічні сполуки вуглеводнів; 3) важкі метали (переважно ртуть, кадмій і свинець); 4) антропогенні радіонукліди; 5) побутове сміття. Деякі з них мають спільні властивості. Зокрема, важкі метали, радіонукліди і синтетична органіка засвоюються

морськими організмами та можуть накопичуватися в ланцюжках живлення. Як правило, вони відкладаються в певних органах чи тканинах, здійснюючи на них негативний вплив. Радіонукліди розпадаються з часом, випромінюючи високоенергетичні частинки, тоді як органічні забруднювачі можуть розпадатися в результаті хімічних чи біологічних процесів. З іншого боку, для опису переносу нафтопродуктів необхідно враховувати специфічні процеси розтікання по поверхні, випаровування з поверхні, утворення емульсії та ін. Для моделювання їхнього переносу існують спеціальні підходи, які не будуть розглядатися в рамках даної роботи. Також в роботі не буде розглядатися перенос побутового сміття, яке, як правило, не розчиняється у воді і не засвоюється морськими організмами.

З моменту створення перших ядерних реакторів і до теперішнього часу відбулася велика кількість аномальних ситуацій з різним ступенем впливу на навколишнє середовище і людину. Серед них були і серйозні нещасні випадки, наприклад, аварія на ядерному заводі “Маяк” (1957 р., СРСР), аварія на атомному комплексі Уіндскейл (на даний момент – “Селлафілд”, 1957 р., Великобританія) або аварія на атомній електростанції “Три-майл-айленд” (1979 р., США), які привернули громадську думку до проблеми радіаційного забруднення навколишнього середовища і сприяли розвитку принципів регулювання та безпечнішого поводження з ядерними об’єктами. Були створені і запроваджені нові більш жорсткі правила щодо експлуатації установок ядерної промисловості на національному та міжнародному рівнях.

Але всі ці заходи не гарантували відсутності ядерних аварій навіть із глобальним впливом, як це було на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС) у квітні 1986 року, та на АЕС Фукусіма-1 у березні 2011 року. З метою стандартного оцінювання надзвичайних випадків в атомній промисловості різних країн у 1988 році Міжнародне агентство з атомної енергії (МАГАТЕ) розробило Міжнародну шкалу ядерних та радіологічних подій [10]. В ній усі надзвичайні події класифікуються від 0 до 7 рівня (табл. 1.1) в залежності від величини витоку радіоактивних матеріалів та від області їхньої дії.

Таблиця 1.1 – Міжнародна шкала ядерних та радіологічних подій

Рівень	Вплив на населення та навколишнє середовище
Рівень 7: Глобальна аварія	Витік радіоактивних матеріалів, наслідки якого спостерігаються у світовому масштабі
Рівень 6: Серйозна аварія	Радіоактивний викид, що потребує повномасштабного застосування планових заходів з відновлення
Рівень 5: Аварія з ризиком для довкілля	Обмежений викид, що потребує часткового застосування планових заходів з відновлення
Рівень 4: Локальна аварія	Незначний викид без перевищення допустимого рівня опромінення населення (можливе опромінення персоналу з летальним випадком)
Рівень 3: Серйозна подія	Мізерно малий викид в навколишнє середовище; опромінення персоналу з серйозними наслідками; втрата, викрадення або доставка не за адресом високоактивного джерела
Рівень 2: Надзвичайна подія	Серйозні відмови засобів безпеки, що привели до опромінення персоналу з перевищенням допустимого рівня; виявлення невідомого високоактивного джерела в належній упаковці; порушення упаковки високоактивного джерела
Рівень 1: Аномальна ситуація	Подія, що виходить за межі допустимого в експлуатації; втрата, викрадення або доставка не за адресом низькоактивного джерела
Рівень 0: Незначні відхилення	Відсутні будь-які впливи

Основне призначення шкали полягає в полегшенні оперативної комунікації і взаєморозумінні між фахівцями, засобами масової інформації та населенням

відносно значимості ядерних подій з точки зору безпеки. Наприклад, аваріям на ЧАЕС і на АЕС Фукусіма-1 було присвоєно максимальний сьомий рівень, аварії на заводі “Маяк” – шостий рівень, аваріям на атомному комплексі Уіндскейл, на АЕС “Три-майл-айленд” та кільком іншим – п’ятий рівень. З часом дана шкала почала застосовуватись і до будь-якої події, пов’язаної з перевезенням, зберіганням і використанням радіоактивних матеріалів та джерел випромінювання.

У даний час неможливо відмовитися від атомної енергетики. З іншого боку, наявність ядерних реакторів зумовлює ймовірність виникнення аварій у майбутньому. Це ж саме стосується інших промислових об’єктів, аварії на яких можуть призвести до потрапляння різних забруднюючих речовин у навколишнє середовище. Тому необхідно мінімізувати наслідки таких аварій та передбачати їхні впливи на навколишнє середовище і на людину. Для цього розробляються математичні моделі і системи комп’ютерної підтримки рішень.

У випадку ядерних аварій, починаючи з третього рівня за Міжнародною шкалою ядерних та радіологічних подій, деяка кількість радіоактивності потрапляє в навколишнє середовище, зокрема в атмосферу, де може переноситись на великі відстані відповідно до метеорологічних умов. Оскільки велика кількість об’єктів атомної промисловості знаходиться на березі морів і океанів, наслідком аварійних ситуацій на них може бути потрапляння радіонуклідів у морське середовище в результаті витоку чи атмосферного випадіння. Крім того, на дні Світового океану знаходяться потенційні джерела радіоактивності, такі як затоплені радіоактивні відходи, атомні підводні човни, реактори з відпрацьованим ядерним паливом та втрачені ядерні боєприпаси. Після потрапляння в морське середовище радіоактивне забруднення починає переноситися течіями, проникати в глибинні шари під дією турбулентної дифузії, взаємодіяти зі зваженими у воді частинками і з дном, а також засвоюватись морськими організмами. В результаті це приводить до опромінення людини через споживання забруднених морепродуктів та внаслідок безпосереднього контакту з водою чи перебування на узбережжі.

1.1 Радіоактивність у навколишньому середовищі

Деяка кількість радіоактивних елементів постійно присутня в навколишньому середовищі, в тому числі у морях і в океанах. Вони формують фоновий рівень радіації, який може відрізнитися в залежності від регіону. Живі організми, що завжди відчували вплив радіоактивного опромінення, пристосувалися до нього. З середини ХХ століття, коли почали застосовуватися методи отримання атомної енергії в результаті поділу ядра, в навколишнє середовище стали потрапляти антропогенні радіонукліди і продукти їхнього поділу. Раптове підвищення радіоактивного фону, що періодично трапляється з моменту виникнення антропогенних радіонуклідів, може привести до негативного впливу на живі організми, зокрема руйнування клітин, зміни функцій певних тканин чи органів і виникнення пов'язаних з цим хвороб. Тому дослідження джерел радіонуклідів у навколишньому середовищі та процесів їхнього переносу є актуальним завданням сучасної науки.

1.1.1 Природні та антропогенні радіонукліди

У даний час налічується близько 70 радіонуклідів природного походження. Умовно вони можуть бути розділені на три групи: 1) радіоактивні ізотопи, що входять до складу радіоактивних рядів; 2) радіонукліди, які безперервно виникають на Землі в результаті ядерних реакцій під впливом космічних променів; 3) інші радіонукліди з великим періодом напіврозпаду, що потрапили в земну кору під час формування Землі. Радіоактивним рядом називається група радіонуклідів, які утворюються послідовно, починаючи з певного елемента з періодом напіврозпаду порівняним з часом існування Землі (кілька мільярдів років). Прикладами радіонуклідів, що започатковують радіоактивні ряди, є ізотопи торію (^{232}Th) і урану

(^{238}U). Такі відомі радіонукліди як ізомери радію і радону є складовими даних радіоактивних рядів. Тобто вони постійно утворюються в земній корі в результаті радіоактивного розпаду інших радіонуклідів. Серед радіонуклідів другої групи найбільш відомим є радіоактивний ізопад вуглецю ^{14}C , який утворюється у верхніх шарах атмосфери з азоту під впливом космічних променів ($^1_0\text{n} + ^{14}_7\text{N} \rightarrow ^{14}_6\text{C} + ^1_1\text{H}$). Після цього радіоактивний вуглець у складі вуглекислого газу засвоюється рослинами в результаті фотосинтезу і потрапляє до складу всіх живих організмів через ланцюжки живлення. Найпоширенішим радіонуклідом з третьої групи є ізопад калію ^{40}K , який також входить до складу всіх живих організмів. Оскільки калій є одним з найпоширеніших елементів на планеті, навіть 0,02% від його загальної кількості, що припадає на ^{40}K , робить внесок цього радіоактивного ізопаду у фоновий рівень радіації одним з основних.

Починаючи з 40-х років ХХ століття в результаті різних ядерних реакцій, проведених людиною, в навколишнє середовище почали потрапляти антропогенні радіоактивні елементи. При цьому не всі радіонукліди в ядерних реакціях утворюються з однаковою ймовірністю. Наприклад, при спонтанному поділі урану ^{235}U в результаті опромінення повільними нейтронами існує певна крива залежності відносного виходу ізопаду від масового числа з двома вираженими максимумами, що відповідають масовим числам 95 і 134. При цьому мінімум припадає на діапазон масових чисел від 110 до 125. Таким чином, одними з найпоширеніших радіонуклідів в таких ядерних реакціях є радіоактивні ізопади йоду (^{131}I), цезію (^{134}Cs , ^{137}Cs) і стронцію (^{90}Sr), масові числа яких близькі до чисел, що відповідають максимумам на кривій відносного виходу ізопаду. В умовах нормальної експлуатації атомних електростанцій (АЕС) в атмосферу, як правило, потрапляє незначна кількість радіоактивних ізопаду інертних газів ксенону (^{133}Xe , ^{135}Xe) і криптону (^{85}Kr). В той же час, у воду, яка використовується в системах охолодження реактора, потрапляє тритій (^3H) та продукти корозії матеріалів активної зони реактора і першого контуру охолодження, такі як ізопади заліза (^{59}Fe), кобальту (^{58}Co , ^{60}Co), марганцю (^{54}Mn), цинку (^{65}Zn) та ін.

1.1.2 Концентрації активності та дози опромінення

Одиницею вимірювання активності джерела радіоактивного випромінювання є Бекерель [Бк], що відповідає розпаду одного ядра за секунду. Наприклад, 1 г чистого радію ^{226}Ra характеризується активністю $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк або 37 ГБк, 1 г калію ^{40}K має активність $2,65 \cdot 10^5$ Бк або 265 кБк. Відповідно, об'ємна чи масова концентрація активності радіонукліда позначається Бк/м³ чи Бк/кг та їхніми похідними одиницями вимірювання (Бк/л, Бк/г і т.д.). Саме ці величини вимірюються в експериментах. У середовищі одночасно можуть бути кілька радіонуклідів, кожен з яких характеризується певною енергією частинок, що випромінюються в результаті його розпаду. Вимірявши кількість таких частинок різної енергії в одиниці об'єму чи маси речовини (наприклад, деякого організму) і розділивши її на час вимірювання в секундах, отримуємо концентрацію активності кожного радіонукліда в цій речовині. Часто дану концентрацію активності називають концентрацією радіонукліда.

У результаті радіоактивного розпаду можуть випромінюватись ядра гелію (α -частинки), електрони чи позитрони (β -частинки) або фотони (γ -промені). Тому розрізняють 3 типи радіоактивності за способом випромінювання, кожен з яких відрізняється проникною здатністю і впливом на тканини живого організму. Поглинута тканиною енергія випроміненої частинки і спричиняє основний вплив на організм. Величина цього впливу визначається дозою поглинутої радіації (опромінення), що відповідає енергії випромінювання, поглинутій одиницею маси органічної речовини. Дозу опромінення можна отримати від будь-якого радіонукліда або від їх суміші незалежно від того, перебувають вони поза організмом чи всередині нього внаслідок потрапляння з їжею, водою або повітрям.

У загальному випадку одиницею вимірювання поглинутої дози опромінення є Грей [Гр], що характеризує енергію, поглинуту одиницею маси організму: 1 Гр = 1 Дж/кг. Проте різні типи випромінювання з однаковою енергією можуть завдати

різної шкоди організму. Щоб це врахувати, для людини вводиться поняття еквівалентної дози, яка розраховується, беручи до уваги відповідний коефіцієнт (радіаційний зважуваний фактор W_R). Для β - і γ -опромінення $W_R = 1$, для α -опромінення $W_R = 20$. Таким чином, еквівалентна доза від різних типів опромінення дорівнює сумі поглинутих доз, відкоригованих відповідними радіаційними зважуваними факторами. При розрахунку дози для всього організму слід враховувати, що одні частини тіла (органи, тканини) більш чутливі до опромінення, ніж інші. Тому вводяться коефіцієнти чутливості тканин організму W_T . Наприклад, для шлунку $W_T = 0,12$, для печінки $W_T = 0,04$, для мозку $W_T = 0,01$. При цьому сума даних коефіцієнтів для всього організму становить 1 ($\sum W_T = 1$). Щоб оцінити сумарний ефект від опромінення організму, потрібно підсумувати добутки еквівалентної дози для кожної тканини на відповідні коефіцієнти чутливості. Отримана величина називається ефективною еквівалентною дозою. Одиницею вимірювання еквівалентної і ефективною дози є Зіверт [Зв]. Для прикладу, щорічна ефективна доза від опромінення природними радіонуклідами ^{40}K і ^{14}C становить 0,17 мЗв і 0,012 мЗв, відповідно, а сумарна ефективна доза від усіх природних джерел радіації може відрізнятись від 1 до 10 мЗв за рік в залежності від регіону [11].

Згідно з рекомендаціями МАГАТЕ, допустимий рівень опромінення для населення від антропогенних радіонуклідів становить 1 мЗв/рік [12]. При перевищенні цієї величини рекомендують проводити евакуацію населення з регіону, де спостерігається таке перевищення. З практичної точки зору для розрахунку ефективною дози внутрішнього і зовнішнього опромінення використовуються відповідні дозові коефіцієнти [13] для кожного радіонукліда, в яких враховані впливи різних типів випромінення на різні тканини організму. Таким чином, знаючи концентрацію активності радіонукліда, можна знайти відповідну дозу для людини, перемноживши дану концентрацію на дозовий коефіцієнт і на час опромінення.

Поряд з індивідуальними дозами опромінення, про які йшла мова вище, також розглядається поняття колективної дози, що характеризує сумарну дозу, отриману

певною групою людей. Її використовують у сфері радіаційного захисту, завдання якого найчастіше полягає в оптимізації і зниженні опромінення груп персоналу або населення, а не окремої людини. Одиницею вимірювання колективної дози є людино-Зіверт [люд.-Зв]. Саме підвищення колективної дози опромінення відповідає за збільшення ймовірності виникнення хвороб, пов'язаних з радіаційними впливами на певну кількість населення.

1.1.3 Джерела антропогенних радіонуклідів у морському середовищі

Антропогенні радіонукліди потрапляють у Світовий океан різними шляхами [14]. Сучасний рівень радіоактивного забруднення океану сформувався в минулому столітті переважно за рахунок випробувань атомної зброї. В даний час також існують невеликі джерела радіонуклідів, такі як постійні витіки активності з діючих АЕС і заводів по збагаченню ядерного палива, а також просочення радіоактивних матеріалів із захоронених на морському дні радіоактивних відходів та затонулих атомних підводних човнів. Останнє значне підвищення кількості радіонуклідів у морському середовищі відбулося в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 (Японія) в 2011 році.

Атмосферні і підводні випробування атомної зброї, що проводилися з 1945 до 1980 року, стали основним джерелом антропогенних радіонуклідів у морському середовищі. Більшість з них відбулися в атмосфері в періоди 1951-1958 та 1961-1962 років. У результаті вибуху атомної бомби в атмосфері виникає розжарена зона у формі кулі, яка дуже швидко піднімається вгору на висоту 5-20 км, захоплюючи пил з поверхні землі. Охолоджуючись, вогняна куля перетворюється в клубчасту димову хмару у вигляді гриба (рис. 1.1). Таким чином, основна частина радіоактивних матеріалів піднімається у верхні шари атмосфери, після чого осідає на поверхню землі чи води у вигляді “сухого” (частинки пилу) чи “мокрого” (атмосферні опади) випадіння. Частина радіонуклідів потрапляє в стратосферу і переноситься навколо

Землі, поступово осідаючи протягом наступних років. Багато випробувань проводилися Сполученими Штатами Америки в Тихому океані на атолах Маршалових островів, що спровокувало суттєве забруднення значних областей океану. Також проводилися підводні випробування, в результаті чого всі утворені радіонукліди потрапляли безпосередньо в морське середовище.



Рисунок 1.1 – Випробування атомної бомби на Маршалових островах (wikipedia.org)

Іншим джерелом радіонуклідів у морському середовищі стали аварії на атомних об'єктах. Зокрема, аварія на Чорнобильській АЕС 1986 року (рис. 1.2 а) спричинила найбільший миттєвий викид радіоактивності в навколишнє середовище. При цьому більшість радіонуклідів випала на поверхню землі на різних відстанях від АЕС. Що стосується морського середовища, суттєвого забруднення зазнали лише Чорне і Балтійське моря. Зовсім інша ситуація мала місце при аварії на АЕС Фукусіма-1 2011 року (рис. 1.2 б), яка знаходиться на узбережжі Тихого океану. Незважаючи на те, що загальний викид радіоактивності при аварії на АЕС Фукусіма-1 був на порядок менший, ніж при чорнобильській аварії [15], у морське середовище потрапило значно більше радіоактивних матеріалів. Згідно з оцінками [16], близько 80% радіонуклідів, що потрапили в навколишнє середовище, витекли безпосередньо у прибережну область або випали на поверхню океану з атмосфери. Відомі аварії на інших об'єктах, такі як аварія на ядерному заводі “Маяк” (1957 р.),

аварія на атомному комплексі Уіндскейл (1957 р.) або аварія на АЕС “Три-майл-айленд” (1979 р.) не привели до суттєвого забруднення морського середовища [14].



а) wikipedia.org



б) агентство новин Reuters

Рисунок 1.2 – Вигляд зруйнованого четвертого енергоблока на Чорнобильській АЕС (а) і територія навколо АЕС Фукусіма-1 з контейнерами, в яких зберігається вода, відкачана з пошкоджених реакторів (б)

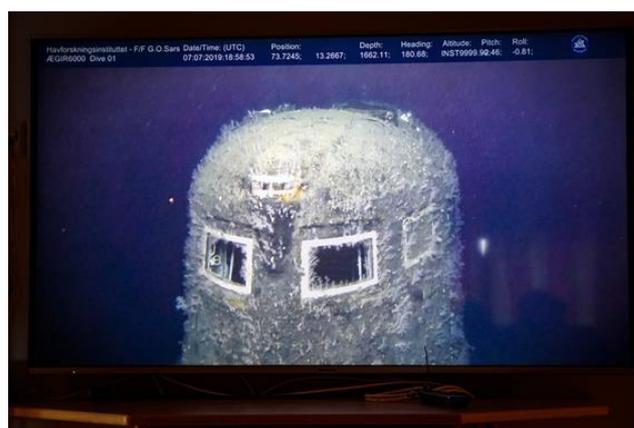
Витоки в результаті нормальної діяльності об’єктів атомної промисловості, як правило, є незначними. Винятком може бути витік з атомного комплексу Селлафілд (Англія) в Ірландське море та з заводу по збагаченню ядерного палива “Маяк” (СРСР) через річкову систему в Карське море. Дані джерела радіонуклідів спричинили суттєве забруднення морського середовища не лише в області поблизу місця витоку, але і на значних відстанях від нього. Інші об’єкти можуть привести лише до локального підвищення концентрації радіонуклідів.

Варто також згадати, що протягом 1946-1993 років відбувалося захоронення радіоактивних відходів у північній частині Тихого та Атлантичного океанів та в Північно-льодовитому океані. Крім контейнерів з відходами (рис. 1.3 а), на морському дні знаходиться кілька реакторів з відпрацьованим ядерним паливом та затонулих атомних підводних човнів. Усі вони можуть бути джерелом

радіоактивності. Наприклад, у результаті обстеження атомного підводного човна К-278 “Комсомолец” (рис. 1.3 б) під час норвезької експедиції з дослідження Баренцевого моря в 2019 році був зафіксований максимальний рівень радіації у воді поблизу човна близько $800\,000\text{ Бк/м}^3$ [17]. Це свідчить про існування витoku радіоактивності, адже фонові концентрації антропогенних радіонуклідів у Північно-льодовитому океані становить всього $3,2\text{ Бк/м}^3$ [16].



а) екран гідролокатора [297]



б) фотографія Норвезької агенції
радіаційної безпеки

Рисунок 1.3 – Контейнери з рідкими ядерними відходами низької активності на дні Карського моря (а) і затонулий атомний підводний човен “Комсомолец” (б)

1.1.4 Типи моделей переносу радіонуклідів у морському середовищі

Найбільш достовірним методом дослідження забруднення морського середовища є проведення вимірювань. Проте в нього є деякі недоліки: вимірювання найчастіше проводять лише в областях з підвищеним ризиком забруднення, які покривають незначну частину морського середовища; вимірювальні прилади мають межу виявлення, нижче якої неможливо зафіксувати рівень забруднення; вимірювання не дозволяють отримати прогноз зміни рівня забруднення з часом чи його розповсюдження в просторі. Тому для більш повного дослідження забруднення

морського середовища використовують методи математичного моделювання, які усувають описані недоліки. При цьому порівняння результатів моделювання з доступними даними вимірювань є необхідним етапом перевірки правильності роботи моделі [18].

Одне з перших ґрунтовних досліджень переносу радіоактивності в морській воді за допомогою математичного моделювання представлено в роботі [19]. У ній використовувалася двовимірна модель гідродинаміки, що описувала усереднені по глибині течії в морях північно-західного європейського шельфу з роздільною здатністю 35 км. Розповсюдження розчиненого у воді ^{137}Cs внаслідок роботи заводу зі збагачення ядерного палива Селлафілд, що знаходиться на березі Ірландського моря, моделювалося як перенос пасивної домішки з врахуванням процесу радіоактивного розпаду. З того часу моделі переносу забруднення поступово вдосконалювалися. В ІПММС НАН України була розроблена тривимірна модель термогідродинаміки і переносу забруднення THREETOX [20], в якій розглядалася взаємодія радіонуклідів із зваженими у воді частинками та донними відкладеннями, згідно з роботою [21]. З ростом обчислювальних потужностей з'явилися можливості здійснювати розрахунки з кращою роздільною здатністю.

В залежності від особливостей області моделювання можуть застосовуватися моделі різного типу [22]. Наприклад, у випадку однорідного каналу з досить швидким переміщенням у вертикальному і горизонтальному напрямках цілком достатнім є використання найпростішої одновимірної моделі для опису переносу забруднення. Такий тип моделі застосовувався в Суецькому каналі [23]. Якщо розподіл забруднення по вертикалі неоднорідний, що є характерним для стратифікованих водойм, це обов'язково потрібно враховувати при моделюванні. В роботі [24] пропонується так звана 1,5-вимірна (півтора-вимірна) модель, в якій система Середземного-Мармурового-Чорного-Азовського морів розглядається одновимірною моделлю з описом глибоководних областей західної і східної частин Середземного моря, а також Мармурового і Чорного морів за допомогою багатосарової підмоделі, що відповідає за відтворення вертикальної неоднорідності. Двовимірні моделі рекомендують застосовувати для мілких прибережних водойм,

таких як лимани і затоки, а також для озер і шельфових областей морів. Обов'язковою вимогою для таких водойм є їхня однорідність по вертикалі, оскільки результати двовимірних моделей завжди є усередненими по глибині. Дуже часто влітку в помірних широтах навіть мілкі водойми стають неоднорідними у вертикальному напрямку, оскільки в них прогрівається поверхневий шар води і формується стійка стратифікація, яка перешкоджає вертикальній дифузії, що суттєво впливає на перенос забруднення. Тому в таких випадках навіть для мілких водойм необхідно застосовувати тривимірні моделі переносу. У загальному випадку тривимірні моделі є найбільш складними, вони вимагають значних обчислювальних ресурсів у порівнянні з іншими типами моделей. Проте з їхньою допомогою можна описувати найрізноманітніші водойми і морські системи. В даній роботі будуть розглядатися саме методи тривимірного моделювання.

Іншим типом моделей, в яких описується перенос забруднення в морському середовищі, є камерні моделі. Починаючи з 80-х років ХХ століття вони використовувалися для оцінок радіологічних впливів регулярних витоків радіоактивності з атомних об'єктів на населення європейських країн [25-28]. З часом у деяких з них почали враховуватися процеси засвоєння радіонуклідів морськими організмами у випадку аварійних витоків забруднення. Прикладом такої моделі є камерна модель POSEIDON-R [29], яка була включена в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. Особливістю камерних моделей є те, що в них морське середовище розглядається як сукупність камер різного розміру, в межах кожної з яких усі параметри вважаються однорідними. При цьому перенос забруднення здійснюється за рахунок потоків через границі між сусідніми камерами, що відповідає течіям і дифузійному перемішуванню. Таке представлення морського середовища не дозволяє проводити розрахунки з високою роздільною здатністю, проте з їх допомогою можна отримати прогноз переносу забруднення у великих просторових (понад 1000 км) і часових (від кількох десятиліть до кількох століть, а за потреби і тисячоліть) масштабах. Таким чином, для опису розповсюдження забруднюючих речовин навколо джерела забруднення доцільно використовувати тривимірну модель переносу, тоді як для довгострокових оцінок

забруднення морського середовища на різних відстанях від джерела та можливих впливів на людину кращу ефективність показують камерні моделі.

Аварія на АЕС Фукусіма-1 у березні 2011 року зумовила подальший розвиток моделей, багато з яких застосовувались для відтворення переносу радіоактивності в морському середовищі північно-західної частини Тихого океану [30-40]. Порівняння розрахованих концентрацій різних радіонуклідів у воді, донних відкладеннях і морських організмах з відповідними даними вимірювань дозволило розробникам кожної моделі знайти, проаналізувати і виправити недоліки в них.

1.2 Використання моделей переносу забруднення в морському середовищі в інформаційних системах

При регулярних вибоках у навколишнє середовище потрапляє досить багато різних радіонуклідів, але їхня сумарна активність незначна. У результаті процесів переносу і дифузії в атмосфері чи у водному середовищі вони формують настільки низькі концентрації, що, як правило, їх неможливо зафіксувати. Проте вони можуть мати деякий вплив на людину за рахунок процесів накопичення в часі чи при міграції по ланцюжках живлення. Тому розробляються інформаційні системи на основі комплексного аналізу даних вимірювань [41] або з використанням моделей переносу забруднюючих речовин, за допомогою яких здійснюється оцінка впливу таких вибоків на навколишнє середовище і на людину. Перша методологія для оцінки радіологічних наслідків радіоактивних вибоків при звичайній експлуатації об'єктів атомної промисловості описана в звіті Європейської Комісії [42]. Це пов'язано з тим, що в 70-х роках ХХ століття в Ірландському морі були зафіксовані досить високі концентрації антропогенних радіонуклідів, які пов'язували з діяльністю заводу по збагаченню ядерного палива Селлафілд. Дане радіоактивне забруднення поширювалося на великі відстані з океанськими течіями і спричинило

радіоактивне забруднення вод Північного моря, Балтійського моря та узбережжя Норвегії. Тому необхідно було визначити його вплив на жителів європейських країн.

У випадку аварійних ситуацій потрібно за короткий час оцінити величину джерела забруднення, напрямок його розповсюдження та можливий вплив на населення. На основі цих даних можна приймати рішення про застосування на певній території короткострокових чи довгострокових контрзаходів для зменшення такого впливу. Для цього розробляються системи підтримки прийняття рішень, які містять моделі, що описують процеси від потрапляння радіонуклідів у навколишнє середовище до оцінки дозових впливів на людину. Важливою характеристикою таких систем є можливість їхнього застосування в оперативному режимі.

1.2.1 Інформаційні системи для оцінок наслідків регулярних витоків радіонуклідів з об'єктів атомної промисловості

Однією з найбільш відомих інформаційних систем для оцінок наслідків регулярних викидів радіонуклідів у навколишнє середовище є програмний комплекс PC-CREAM [2]. Він являє собою набір моделей, в яких розраховується перенос радіонуклідів та здійснюються оцінки концентрацій активності в різних компонентах навколишнього середовища внаслідок регулярних викидів. Результати даних розрахунків у рамках програмного комплексу використовуються для визначення доз опромінення населення. При нормальних умовах експлуатації атомних об'єктів викиди радіоактивних матеріалів можуть здійснюватися як в атмосферу, так і у водне середовище. Тому PC-CREAM містить моделі, що описують перенос радіоактивного забруднення у відповідних компонентах навколишнього середовища. Радіонукліди, що потрапляють в атмосферу, розсіюються під дією повітряних потоків. При цьому вони можуть здійснювати зовнішнє опромінення населення, а також потрапляти в організм через вдихання, формуючи внутрішнє опромінення. Також радіонукліди осідають з атмосфери при

контакті з підстилаючою поверхнею або через опади. Осідання радіонуклідів на поверхню землі може призвести до подальшого опромінення людей трьома способами: зовнішнє опромінення від осаджених радіоактивних частинок, внутрішнє опромінення від вдихання піднятих з землі частинок та від вживання забрудненої їжі. Важливість кожного з даних шляхів залежить від властивостей радіонукліда і поверхні, на яку він осідає.

Аналогічним чином розглядаються процеси переносу радіонуклідів, які потрапили у водне середовище. При витоці радіоактивного забруднення в річку враховується його перенос течією, дифузія та осідання на дно. При цьому оцінка доз для населення відбувається з врахуванням зовнішнього опромінення від перебування у воді та внутрішнього опромінення від споживання їжі та питної води, отриманих з річки. Перенос радіонуклідів у морському середовищі насамперед визначається інтенсивністю припливних течій, а також концентрацією зважених у воді частинок та швидкістю їхнього осідання. За подальший перенос радіонуклідів, які характеризуються тривалим періодом напіврозпаду, відповідають морські течії. У випадку існування довготривалого джерела радіоактивного забруднення, що може поширитися з течіями на значні відстані, потрібно оцінювати дози для великої кількості населення. При цьому розглядаються наступні шляхи опромінення: внутрішнє опромінення від споживання морепродуктів і вдихання розпиленої в повітрі морської води та зовнішнє опромінення від перебування на пляжі.

Опромінення населення може призвести до виникнення детермінованих та стохастичних ефектів у даному поколінні, а також до спадкових стохастичних ефектів у його нащадків. Детерміновані ефекти виникають лише у разі перевищення конкретних порогових рівнів дози. Ці рівні набагато перевищують дози, які зазвичай мають місце внаслідок викидів радіоактивних матеріалів при нормальній експлуатації атомних об'єктів. Імовірність виникнення стохастичних ефектів, до яких відносяться онкологічні захворювання осіб в поточному поколінні та в їхніх нащадків, вважається пропорційним дозі без будь-якого порогового значення. Поява стохастичних ефектів після опромінення не є негайною, а відбувається протягом значного періоду, який може сягати кількох десятків років. Тому вік людини, коли

вона зазнала опромінення, має суттєвий вплив на ймовірність того, що отримана доза спричинить певний ефект для здоров'я цієї людини протягом її життя. Основне завдання програмного комплексу PC-CREAM, як і інших інформаційних систем, призначених для оцінок наслідків регулярних витоків радіонуклідів з об'єктів атомної промисловості, полягає у визначенні потенційних негативних впливів від даних витоків на здоров'я населення. Такі оцінки здійснюються на основі розрахованих індивідуальних і колективних доз від усіх шляхів опромінення для різних груп населення.

1.2.2 Системи підтримки прийняття рішень при аварійних ситуаціях

Першою системою підтримки прийняття рішень в реальному часі при ядерних аваріях вважається американська система NARAC, розроблена на початку 70-х років ХХ століття в Ліверморській національній лабораторії Каліфорнійського університету [3]. Вона застосовувалась для оцінок наслідків аварії на АЕС “Три-майл-айленд” (1979 р.) і на Чорнобильській АЕС (1986 р.). В даний час система NARAC включає набір моделей для (а) оцінки джерела радіонуклідів в залежності від типу аварійної ситуації, (б) розрахунку їхнього переносу в атмосфері та випадіння на поверхню землі, (в) оцінок отриманих населенням доз опромінення і рекомендацій по радіаційному захисту [43]. Моделі переносу забруднення в морському середовищі в ній відсутні.

Необхідність розробки систем підтримки прийняття рішень при аваріях, під час яких різні забруднюючі речовини потрапляють в навколишнє середовище і можуть здійснювати негативний вплив на людину чи інші живі організми, була усвідомлена в європейських країнах після аварії на Чорнобильській АЕС. Адже від швидкості прийняття обґрунтованих рішень по здійсненню заходів під час і після аварії може залежати ступінь забруднення навколишнього середовища та величина впливу на здоров'я людини в короткостроковій і довгостроковій перспективі. Тому

в рамках проектів Європейського Союзу була створена Система ядерного аварійного реагування RODOS [4], яка більш детально описана нижче.

Прикладом ще однієї системи з підтримки прийняття рішень при аварійних ситуаціях, яка встановлена на різних потенційно небезпечних об'єктах в 13 країнах, є система ARGOS [5]. Ця система була розроблена в 1992 році в Данії з метою надання інформації населенню і урядовим структурам у випадку потрапляння в атмосферу забруднюючих речовин внаслідок аварій на шкідливих виробництвах, при перевезенні небезпечних речовин, а також в результаті терористичних атак. Завдання системи реалізуються методами математичного моделювання переносу в атмосфері різних типів забруднення, пов'язаних з хімічними, біологічними, радіаційними і ядерними аваріями. При ядерних аваріях проводиться моделювання забруднення продуктів агропромислового комплексу та можливих доз опромінення населення, пов'язаних зі споживанням відповідної продукції. Результати розрахунків також дозволяють здійснювати оцінки концентрацій забруднення на різній відстані від джерела та їхні зміни в часі. На основі цих даних система надає рекомендації контролюючим органам з вибору найбільш ефективного комплексу дій для мінімізації наслідків аварії. Недоліком системи ARGOS є те, що в ній не розглядаються водні шляхи поширення забруднення.

При забрудненні морського середовища можна виділити три стадії, характерні для прибережного регіону, у випадку аварійної ситуації: активна фаза, після-аварійна фаза і довгострокова фаза. Вони відрізняються різними просторово-часовими масштабами, і кожна з них потребує окремих типів моделі щоб забезпечити адекватні результати для прийняття відповідних рішень. У роботах [44, 22] відзначається, що не існує єдиної "ідеальної" моделі, яку можна було б однаково добре застосовувати для різних масштабів. Звичайно, всі фізичні процеси однакові, але, в залежності від масштабу, їхня чисельна реалізація і спрощення, що використовуються в моделях, є різними.

Моделювання переносу забруднення в період активної фази аварії і безпосередньо після неї, що вимірюється днями чи тижнями, повинно здійснюватися за допомогою надійних моделей, які до цього вже позитивно

zareкомендували себе. Важливу роль грає також налаштування моделі на розрахункову область, що займає, як правило, досить тривалий час. Тому в деяких країнах існують моделі, налаштовані на області навколо потенційно небезпечних об'єктів. Прикладом може служити функціонуюча модель морської циркуляції і переносу забруднення у воді та морських організмах для середземноморського і атлантичного узбережжя Франції STERNE [45]. Зрозуміло, що її неможливо застосувати для інших районів світового океану. Іншим способом, який є більш універсальним, можна вважати використання розрахованих течій з моделей циркуляції, що є доступними для різних частин світового океану [46]. Даний метод описується в роботі [47]. Схожий підхід був використаний в роботі [48], де Короткострокова система оцінки аварійних ситуацій з радіоактивного забруднення морського середовища STEAMER була використана для моделювання переносу радіонуклідів у прибережних водах Японії протягом 8 і 30 днів з використанням течій, отриманих за допомогою моделей прогнозу циркуляції океану. Проте при прогнозуванні переносу забруднення в динамічних регіонах, таких як області могутніх океанічних течій Гольфстрім і Куросіо, для яких характерні великомасштабні нестабільні вихори, що постійно змінюють своє положення, можуть виникати суттєві невизначеності в моделюванні. Через це розраховані течії можуть відрізнятися від реальних, що приведе до суттєвих похибок у прогнозуванні напрямків переносу забруднення, особливо якщо джерело знаходитиметься поблизу такого динамічного регіону [44].

У випадку після-аварійної фази, тривалість якої може продовжуватися від кількох тижнів до кількох місяців, також можна використовувати методи, рекомендовані для активної фази, з врахуванням їхніх переваг і недоліків. При цьому похибки розрахунків, як правило, збільшуються через віддалення часу прогнозування в майбутнє. В такому випадку більш ефективним може бути метод пошуку аналогічних станів морського середовища в минулому. Він полягає в припущенні: якщо серед всіх станів морського середовища в попередні роки буде знайдений стан, основні гідродинамічні характеристики якого відповідатимуть характеристикам в даний момент часу, значить ці характеристики (наприклад, течії)

будуть змінюватись так само і в майбутньому. Тобто, знайшовши аналогічний до теперішнього стан морського середовища в минулому і знаючи його розвиток на певний період часу (від кількох тижнів до кількох місяців), можна використати ці дані як прогноз течій на відповідний проміжок часу в майбутньому [49].

При довгостроковій фазі важливими стають процеси обміну забрудненням між водою і донними відкладеннями, а також міграція забруднення по ланцюжках живлення морських організмів. Оскільки дана фаза може тривати протягом кількох років, а іноді і десятиліть, тобто весь період часу після аварії, коли відчувається її вплив на морське середовище, моделювання переносу забруднення в морському середовищі найкраще здійснювати за допомогою камерних моделей. При цьому зазвичай використовуються усереднені за тривалий період часу течії, які відображатимуть характерні для даного регіону напрямки переносу забруднення. На довгострокових масштабах модель повинна враховувати можливий вплив забруднених донних відкладень, які накопичили деяке забруднення протягом активної фази аварії і здатні його віддавати у воду, коли концентрація забруднення в ній знизиться за рахунок його розведення у великому об'ємі океанської води. Таким чином, донні відкладення можуть залишатися додатковим джерелом забруднення протягом тривалого часу [50]. Іншим фактором, який грає роль на значних часових масштабах, є накопичення забруднення в морських організмах. Кожен організм має здатність засвоювати забруднення безпосередньо з води, а також з інших організмів, якими він харчується. При цьому забруднення деякий час залишається в організмі і виводиться з нього в результаті процесів метаболізму. Але, оскільки морські організми формують ланцюжки живлення, забруднення мігрує від простіших організмів до складніших, залишаючись в них протягом тривалого часу. Тому в організмах, які знаходяться на вершині ланцюжка живлення, забруднення може спостерігатися навіть через кілька років після аварії.

Аварії на атомних об'єктах можуть привести до забруднення і прісноводного середовища. Однією з моделей, де розглядаються процеси переносу радіонуклідів у прісноводних екосистемах при аварійних ситуаціях, є MOIRA [51]. На її основі була розроблена система комп'ютерної підтримки рішень MOIRA-PLUS, яка за

результатами моделювання дозволяє визначати можливі стратегії застосування контрзаходів та оцінювати їхню ефективність. У даній системі розраховується перенос радіонуклідів та важких металів у водному середовищі, їхній змив з водозбору та засвоєння рибою. Для цього використовуються досить прості моделі, в яких більшість процесів описуються за допомогою емпіричних співвідношень. Ефективність контрзаходів оцінюється за очікуваними екологічними, соціальними та економічними наслідками. Крім прісноводних систем MOIRA-PLUS також застосовувалась для довгострокових оцінок розповсюдження ^{137}Cs у воді і в рибі Балтійського моря після аварії на ЧАЕС [7].

1.2.3 Європейська система ядерного аварійного реагування RODOS

Система RODOS (Real-time On-line DecisiOn Support) являє собою сукупність математичних моделей, інтегрованих в межах спільного інтерфейсу, для оцінки наслідків можливих радіаційних аварій, а також планування невідкладних та довготривалих контрзаходів. При цьому результати розрахунків одними моделями стають вхідними даними для інших моделей (рис. 1.4). Наприклад, моделі атмосферного переносу використовують дані оперативного метеорологічного прогнозу для розрахунку напрямків міграції радіонуклідів повітряними шляхами та їхнього випадіння на поверхню землі і різних водойм. Отримане джерело активності передається в моделі переносу забруднення водними шляхами, та в моделі, що описують забруднення сільськогосподарської продукції. Маючи концентрації забруднення навколишнього середовища і продуктів харчування, які можуть бути надзвичайно неоднорідними в областях, що мають різне розташування відносно місця аварії, проводиться розрахунок доз внутрішнього і зовнішнього опромінення персоналу і населення в зоні аварії. На основі цих результатів системою надаються рекомендації по здійсненню заходів з метою мінімізації наслідків аварії на здоров'я людини, економіку регіону та стан навколишнього середовища.



Рисунок 1.4 – Схема процесів, що розглядаються в системі RODOS

(<https://resy5.iket.kit.edu/JRODOS/>)

Система RODOS структурно складається з таких компонент: управляючий сервер або менеджер, обчислювач, клієнт і сервер баз даних (рис. 1.5). До системи одночасно можуть приєднуватися різні користувачі за допомогою власної інсталяції клієнта. При цьому кожному користувачу виділяється окремий обчислювальний компонент [52].

Менеджер є основним компонентом системи, який забезпечує взаємодію між собою усіх інших компонентів, а також контролює і направляє потоки даних між частинами системи [52]. Це єдиний компонент системи, який має зв'язок з усіма іншими компонентами, які, у свою чергу, контактують тільки з ним. Менеджер відсилає запити до баз даних, видає команди на запуск обчислювальних моделей, надає їм вхідні дані з різних джерел, (наприклад, з графічного інтерфейсу клієнта, бази даних, результатів завершених іншими моделями розрахунків), передає вихідну інформацію відповідним адресатам (графічному інтерфейсу користувача, геоінформаційному модулю клієнта, базі даних).

Завдання клієнтської частини системи, яка є орієнтованою на користувача, полягає в представленні інформації користувачу, відображенні його дій, зборі даних для запитів до менеджера. Клієнт містить графічний інтерфейс, в якому

відображаються інтерфейси обчислювальних моделей для збору вхідних параметрів від користувача у зручній для нього формі [52]. Геоінформаційний модуль клієнта призначений для зручного відображення просторово-часових даних, які складаються з цифрових моделей місцевості, карт розташування об'єктів, результатів обчислення з географічною прив'язкою та ін. Клієнт також містить засоби для візуалізації результатів у зручній для користувача формі.



Рисунок 1.5 – Схема потоків даних [53] між компонентами системи RODOS

Обчислювальний компонент відповідає за запуск моделей на виконання за командою менеджера та отримання результатів. При цьому результати обчислень передаються в менеджера, а вже звіти надходять до клієнта для візуалізації або зберігаються в базах даних для подальшого використання. Серед основних баз даних можна виділити базу даних проектів, що містить проекти і задачі разом з вхідними та вихідними даними, геоінформаційну базу даних, базу фіксованих даних, таких як характеристики атомних станцій, параметри радіоекологічних регіонів, а також бази зовнішніх даних, необхідних для роботи системи (наприклад, дані прогнозу погоди, моніторингова інформація).

Розрахункові моделі, які інтегровані в систему RODOS, організовані у формі плагінів – необов’язкових програмних компонентів, що незалежно компілюються та динамічно підключаються до основної системи для розширення її функціональності. Це дає змогу при інтеграції кожної нової моделі чи внесенні змін до вже існуючих в системі моделей не коригувати інші компоненти та здійснювати перевірку цілісності системи [53].

Моделювання переносу радіоактивного забруднення водними шляхами в системі RODOS реалізується в гідромодулі [54], що містить набір моделей, кожна з яких застосовується для відтворення окремих процесів. Зокрема, одновимірна модель RIVTOX описує перенос радіонуклідів у річках; розрахунок змиву радіонуклідів з водозборів здійснюється в моделі RETRACE; процеси їхнього переносу в заплавах річок і мілких водоймах описуються за допомогою двовимірної моделі COASTOX; для проведення розрахунків у глибоких водоймах і прибережних зонах морів використовується тривимірна модель THREEETOX. В даних моделях розглядається короткостроковий перенос радіонуклідів водними шляхами. Після аварії на АЕС Фукусіма-1, у результаті якої велика кількість радіоактивного забруднення потрапила в морське середовище, стала зрозумілою необхідність включення морської складової в системи аварійного реагування для проведення розрахунків на великих просторових і часових масштабах. Необхідним компонентом гідромодуля системи RODOS є модуль оцінок доз для населення від прісноводних шляхів опромінення, розробка якого є одним з результатів дисертаційної роботи.

1.2.4 Області Світового океану, які необхідно включити в систему RODOS

Основним завданням системи RODOS є надання рекомендацій в оперативному режимі по мінімізації наслідків радіаційних аварій на основі очікуваних доз внутрішнього і зовнішнього опромінення, які розраховуються сукупністю моделей, що входять в систему. Для застосування моделі POSEIDON-R

в рамках системи RODOS необхідно мати вже готову область для моделювання (систему камер з усіма характеристиками і значеннями потоків води між ними, які б відтворювали реальну систему течій в регіоні), інтегровану в систему. За результатами дисертаційної роботи в системі RODOS можна проводити розрахунки в 6 областях, для яких налаштована модель POSEIDON-R: Балтійське море, моря північно-східної частини Атлантичного океану, Середземне море, Чорне море (області 1-4 на рис. 1.6 а, відповідно), а також моря північно-західної частини Тихого океану (область 5 на рис. 1.6 б) та Південно-Китайське море (область 6 на рис. 1.6 б). Адаптація моделі до кожної області, а також порівняння результатів розрахунків з даними відповідних вимірювань, які свідчать про правильність налаштування і застосування моделі, детально описані в розділах 4, 5 і 6 дисертаційної роботи.

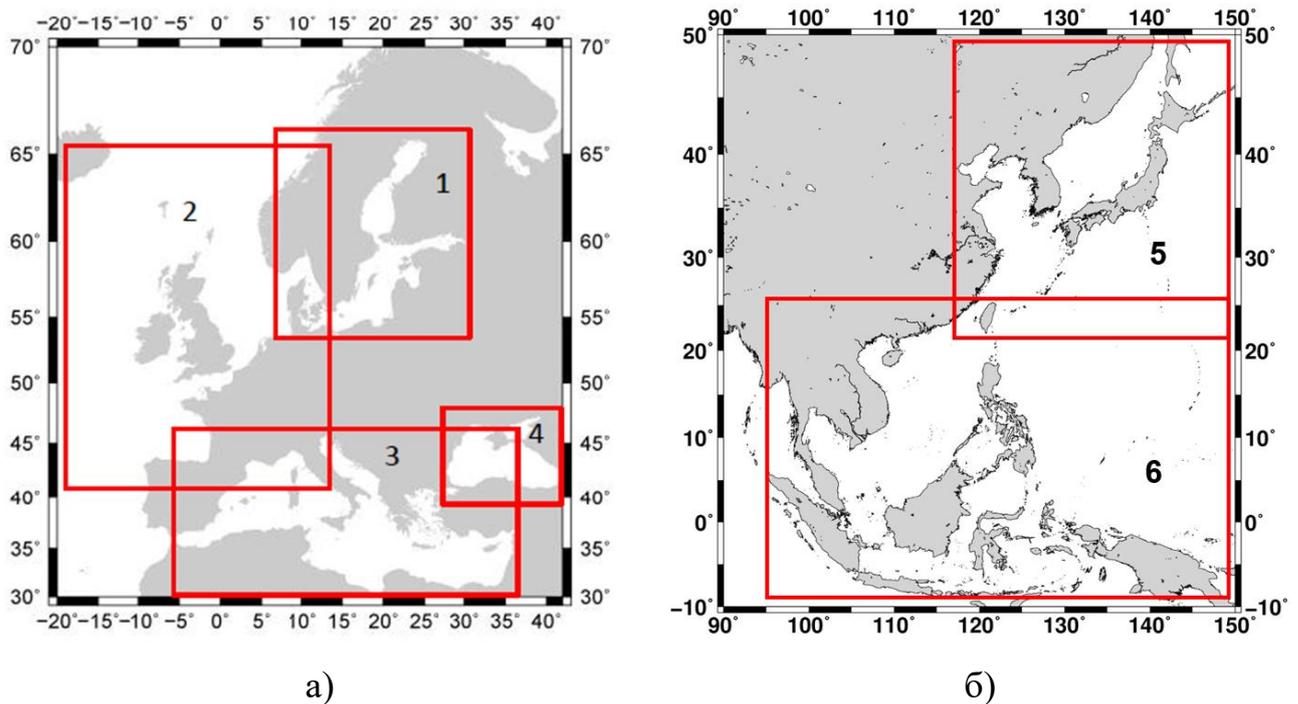


Рисунок 1.6 – Європейські моря (а) та моря північно-західної частини Тихого океану (б), які необхідно включити в систему RODOS для здійснення в них розрахунків з використанням моделі POSEIDON-R

1.3 Загальні принципи моделювання переносу забруднення в морському середовищі

У загальному випадку, під математичною моделлю розуміють набір диференціальних рівнянь, які розв'язуються аналітично або з використанням чисельних методів та описують досліджуваний процес або явище. При цьому набір тих чи інших рівнянь залежить від процесів, які розглядаються в моделі. У даний час одним з найбільш поширених методів тривимірного моделювання переносу розчиненої у воді забруднюючої речовини є чисельний розв'язок усереднених по Рейнольдсу рівнянь переносу. При цьому використовуються різні моделі турбулентності для опису коефіцієнтів вертикальної і горизонтальної дифузії. Отже, рівняння, що описує перенос розчиненої у воді пасивної домішки (речовини, яка не взаємодіє з іншими компонентами морського середовища і не розпадається з часом) матиме вигляд

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(v'_t \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial C}{\partial y} \right), \quad (1.1)$$

де t – час, C – концентрація забруднюючої речовини, U , V , W – проекції вектору швидкості на декартові координати x , y , z , відповідно, A_h , v'_t – коефіцієнти горизонтальної і вертикальної дифузії, відповідно.

Проте часто забруднюючі речовини мають здатність адсорбуватися завислими (зваженими) у воді твердими частинками і донними відкладеннями. Тому модель переносу забруднення повинна описувати дифузійний перенос забруднюючої речовини в донні відкладення, а також процеси адсорбції/десорбції речовини твердими частинками. Для цього потрібно мати концентрацію зважених у воді частинок та параметри взаємодії забруднення з цими частинками. В загальному випадку концентрація зважених у воді частинок змінюється в часі і просторі та залежить від течій і розмірів самих частинок, адже дрібні частинки піднімаються з дна (змучуються) при

менших швидкостях, ніж крупні. Моделювання переносу зважених у воді частинок описується за допомогою рівняння, схожого до (1.1), але яке містить доданок, що відповідає за осідання частинок в полі сили тяжіння:

$$\frac{\partial S_d}{\partial t} + U \frac{\partial S_d}{\partial x} + V \frac{\partial S_d}{\partial y} + (W - W_g) \frac{\partial S_d}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(v'_t \frac{\partial S_d}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial S_d}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial S_d}{\partial y} \right), \quad (1.2)$$

де S_d – концентрація зважених у воді частинок, W_g – швидкість осідання частинок, яка залежить від їхнього розміру. Потоки осідання частинок на дно і їхньої ресуспензії, що приводять до зміни концентрації частинок у воді, задаються в граничних умовах.

Взаємодія забруднення зі зваженими у воді частинками, як правило, параметризується за допомогою кінетичних співвідношень, що описують процеси адсорбції/десорбції [55]. Згідно з цими співвідношеннями, розподіл забруднення в системі “вода – тверді частинки” завжди прямує до рівноважного стану з певним коефіцієнтом розподілу K_d , який характеризує здатність речовини адсорбуватися твердими частинками і визначається як відношення концентрації речовини на зважених у воді частинках C_S до її концентрації в оточуючій воді C_W при умові встановлення між ними рівноваги

$$K_d = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_S}{C_W}. \quad (1.3)$$

Тобто, у випадку $C_S < K_d \cdot C_W$ відбувається адсорбція забруднення твердими частинками, коли ж $C_S > K_d \cdot C_W$ відбувається зворотний процес – десорбція забруднення з твердих частинок у воду. Врахувавши зв'язок між коефіцієнтом розподілу і швидкостями адсорбції/десорбції в кінетичних співвідношеннях [55], можна отримати доданки в рівняннях переносу, що відповідають за процеси адсорбції/десорбції.

Отже, якщо забруднююча речовина взаємодіє зі зваженими у воді частинками, потрібно розглядати два рівняння для опису переносу забруднення, в яких останній доданок відповідає за цю взаємодію:

- в розчиненій фазі

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_w}{\partial t} + U \frac{\partial C_w}{\partial x} + V \frac{\partial C_w}{\partial y} + W \frac{\partial C_w}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial z} \left(v'_t \frac{\partial C_w}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial C_w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial C_w}{\partial y} \right) - a_{1,2} S_d (K_d C_w - C_s) \end{aligned} \quad ; \quad (1.4)$$

- на зважених у воді частинках

$$\begin{aligned} \frac{\partial S_d C_s}{\partial t} + U \frac{\partial S_d C_s}{\partial x} + V \frac{\partial S_d C_s}{\partial y} + (W - W_g) \frac{\partial S_d C_s}{\partial z} = \\ = \frac{\partial}{\partial z} \left(v'_t \frac{\partial S_d C_s}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial S_d C_s}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial S_d C_s}{\partial y} \right) + a_{1,2} S_d (K_d C_w - C_s) \end{aligned} \quad ; \quad (1.5)$$

де $a_{1,2}$ – кінетичні коефіцієнти: a_{12} – швидкість адсорбції (при $C_s < K_d \cdot C_w$) і a_{21} – швидкість десорбції (при $C_s > K_d \cdot C_w$). У випадку радіоактивного забруднення в праві частини рівнянь (1.4) і (1.5) потрібно включити ще доданки $-\lambda C_w$ і $-\lambda C_s S_d$, відповідно, які описують радіоактивний розпад. В них λ – коефіцієнт радіоактивного розпаду. В граничних умовах до цих рівнянь задаються потоки забруднення на поверхні і на дні, які відповідають за його осідання з атмосфери і обмін з донними відкладеннями.

Моделювання забруднення донних відкладень як складової морського середовища також є важливим. Справа в тому, що забруднення, яке потрапляє в воду і може мати високу концентрацію поблизу джерела, порівняно швидко розводиться до малих концентрацій за рахунок дифузійних процесів та в результаті переносу течіями на великі відстані. Тоді як забруднення, яке відклалося на дні в результаті осідання сильно забруднених частинок чи внаслідок дифузії в моменти часу, коли у воді була висока концентрація, може залишатися там протягом

тривалого часу. Концентрація забруднення у дні змінюється за рахунок: 1) осідання забруднених частинок з товщі води під дією гравітаційних сил; 2) ресуспензії донних відкладень під дією придонних течій і турбулентних процесів з наступним переносом у водному шарі і осіданням в іншому місці; 3) дифузії забруднення між придонним шаром води і поровою водою, що знаходиться в проміжках між твердими частинками донних відкладень і приводить до виникнення процесів адсорбції/десорбції в дні; 4) проникнення забруднення вглиб донних відкладень внаслідок молекулярної дифузії та біотурбації, тобто перемішування твердих частинок біологічними організмами, які живуть у дні.

У найпростішому випадку шар донних відкладень певної товщини можна представити у вигляді однорідної суміші твердих частинок і порової води. Забруднення такої суміші описується системою рівнянь для розчиненої і адсорбованої твердими частинками фракцій речовини в одиниці об'єму. Оскільки внесок розчиненої фракції в загальне забруднення донних відкладень є незначним, рівняння для концентрації цього забруднення в донному шарі C_b матиме вигляд

$$\frac{\partial Z_* C_b}{\partial t} = a_{1,3} Z_* (K_d C_b^W - C_b) - \frac{1}{\rho_s (1 - \varepsilon_b)} (C_s q^r + C_b q^s), \quad (1.6)$$

де Z_* – товщина шару донних відкладень, C_b^W – концентрація забруднення в поровій воді донних відкладень, ρ_s і ε_b – густина речовини частинок донних відкладень і їхня пористість, відповідно, q^s і q^r – потоки осідання і ресуспензії твердих частинок, направлені в протилежні сторони, $a_{1,3}$ – швидкості адсорбції та десорбції забруднення в донних відкладеннях (у випадку $C_b < K_d C_b^W$ відбувається адсорбція з швидкістю a_{13} , коли ж $C_b > K_d C_b^W$ відбувається десорбція з швидкістю a_{31}). Аналогічно до рівнянь (1.4) і (1.5), при радіоактивному забрудненні в правій частині рівняння (1.6) повинен бути доданок $-\lambda C_b Z_*$, який відповідає за радіоактивний розпад.

У дні процеси адсорбції/десорбції відбуваються повільніше, ніж у воді, оскільки поверхня контакту частинки, яка знаходиться в донних відкладеннях, з поровою водою значно менша, ніж у випадку зваженої у воді частинки, яка всією своєю поверхнею контактує з оточуючою її водою. Згідно з оцінками [56], величина $a_{1,2}$ на 1-3 порядки більша, ніж $a_{1,3}$, тоді як у роботі [20] відношення $a_{1,2}$ до $a_{1,3}$ становить два порядки. В правій частині рівняння (1.6) перший доданок відповідає за процеси адсорбції/десорбції між поровою водою і донними відкладеннями, тоді як другий доданок описує потоки осідання забруднення, адсорбованого зваженими у воді частинками, та його піднімання з дна у воду в результаті ресуспензії донних відкладень.

У моделях, в яких донні відкладення розглядаються як сукупність кількох шарів, враховуються також процеси проникнення забруднення вглиб донних відкладень внаслідок молекулярної дифузії та біотурбації. Це дозволяє оцінювати вертикальний розподіл забруднення у дні [57].

1.4 Камерні моделі

Більшість камерних моделей, що розроблялися і застосовувалися в європейських країнах, засновані на методології, описаній у [26]. Зокрема, в камерній моделі [27] північно-східна частина Атлантичного океану розглядається у вигляді камер, в яких описується перенос радіоактивності в Ірландському морі, водах навколо Шотландії, Північному морі, Балтійському морі, протоці Ла Манш, Біскайській затоці і атлантичному узбережжі Іспанії та Португалії. Всього в даній області нараховуються 42 камери, кожна з яких має один або два шари в товщі води і один шар в донних відкладеннях. Така ж система камер описується в моделях PC-CREAM [2] і POSEIDON-R [29]. Проте в них враховується також Середземне море (яке складається з 11 камер), а в моделі POSEIDON-R – ще й Чорне море (4 камери). При цьому донні відкладення в кожній камері моделюються у вигляді трьох

вертикальних шарів, що дозволяє більш детально описати перенос забруднення в них.

У моделі Норвезької агенції радіаційної безпеки [58] система камер охоплює Північно-Льодовитий океан, оскільки в ньому також спостерігалися значні джерела радіоактивного забруднення. Основним джерелом був витік великої кількості радіонуклідів з водами річки Об в результаті діяльності заводу з виробництва компонентів ядерної зброї “Маяк”. Крім того, деяке забруднення присутнє в Баренцовому і Карському морях внаслідок затоплення радіоактивних відходів, у тому числі великої кількості контейнерів, кількох реакторів з відпрацьованим ядерним паливом та затонулих атомних підводних човнів. Це забруднення з часом розповсюджується по всьому Північно-Льодовитому океану. Особливістю даного регіону є наявність льодового покриву, площа якого змінюється протягом року, що впливає на процеси переносу забруднення. В моделі враховується факт льодового дрейфу, що приводить до переносу радіоактивності і в замерзлому стані.

Нижче формулюються основні рівняння переносу забруднення в камерних моделях в рамках припущень, які в них використовуються.

1.4.1 Розподіл забруднення між розчиненою у воді фазою і адсорбованою на зважених частинках

Розглянемо камеру як суміш “вода-частинки”, де пористість ε_b визначає відносний об’єм води в суміші. У водному шарі величина ε_b близька до 1 ($\varepsilon_b \leq 1$), тоді як в донних відкладеннях ε_b знаходиться в проміжку від 0,4 до 0,8 і може змінюватися в залежності від розміру частинок і глибини їхнього залягання. Тоді концентрацію забруднення на твердих частинках в одиниці об’єму суміші можна записати у вигляді $C^S = C_s S_d = C_s \rho_s (1 - \varepsilon_b)$, а концентрацію забруднення у воді – $C^W = \varepsilon_b C_w$. Звідси сумарна концентрація забруднення $C_0 = C^W + C^S$. Також вводиться

параметр f_w , який описує частку забруднення, що знаходиться в розчині, а $(1-f_w)$ буде позначати частку забруднення, адсорбованого твердими частинками. Отже,

$$C^w = f_w C_0, \quad C^s = (1-f_w) C_0. \quad (1.7)$$

У припущенні, що концентрація забруднюючої речовини на твердих частинках знаходиться в рівновазі з відповідною концентрацією в оточуючій воді, співвідношення (1.3) можна записати у вигляді

$$\frac{S_d}{\varepsilon_b} K_d = \frac{S_d C_s}{\varepsilon_b C_w} = \frac{C^s}{C^w} \quad \text{або} \quad \frac{\rho_s (1-\varepsilon_b)}{\varepsilon_b} K_d = \frac{C^s}{C^w}. \quad (1.8)$$

Тоді, підставляючи (1.7) в (1.8), маємо

$$f_w = \frac{1}{1 + K_d S_d / \varepsilon_b} = \frac{1}{R}, \quad (1-f_w) = \frac{R-1}{R} = \frac{K_d S_d / \varepsilon_b}{1 + K_d S_d / \varepsilon_b}. \quad (1.9)$$

Представимо рівняння (1.4-1.5) як систему, що описує перенос забруднення у воді в розчиненій фазі і адсорбоване зваженими частинками:

$$\begin{cases} \frac{\partial C^w}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (C^w \vec{U}) = \vec{\nabla} \cdot (\mathbf{v}_T \vec{\nabla} C^w) - a_{1,2} S_d (K_d C_w - C_s) \\ \frac{\partial C^s}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (C^s \vec{U}) - W_g \frac{\partial C^s}{\partial z} = \vec{\nabla} \cdot (\mathbf{v}_T \vec{\nabla} C^s) + a_{1,2} S_d (K_d C_w - C_s) \end{cases}, \quad (1.10)$$

де \vec{U} – вектор швидкості, \mathbf{v}_T – симетричний тензор коефіцієнтів дифузії, які можуть бути різним у горизонтальному і вертикальному напрямках.

Граничні умови на поверхні води відповідають за потрапляння забруднення з атмосфери у вигляді “сухого” і “мокрого” випадіння:

$$v'_t \frac{\partial C^w}{\partial z} = q^w, \quad (1.11)$$

$$v'_t \frac{\partial C^s}{\partial z} - W_g C^s = q^p, \quad (1.12)$$

де q^w і q^p – потоки забруднення з атмосфери у розчиненій фазі та на частинках пилу, відповідно.

Обмін забрудненням між водою і дном визначається потоками в результаті процесів дифузії (для розчиненої фази) і біотурбації (для твердих частинок):

$$v'_t \frac{\partial C^w}{\partial z} = \frac{D}{L_{D1}} C_b^w - \frac{D}{L_{D0}} C^w, \quad (1.13)$$

$$v'_t \frac{\partial C^s}{\partial z} = \frac{B}{L_{B1}} C_b^s - \frac{B}{L_{B0}} C^s, \quad (1.14)$$

де D і B – коефіцієнти молекулярної дифузії і біотурбації, відповідно, L_D і L_B – характерні масштаби процесів дифузії і біотурбації в донних відкладеннях (індекс 1) і в придонному шарі води (індекс 0).

У результаті сумування рівнянь з системи (1.10) та вираження C^s через C_0 згідно з (1.7) і (1.9), отримаємо рівняння для концентрації загального забруднення у воді, з врахуванням того, що у водному шарі $\varepsilon_b \approx 1$:

$$\frac{\partial C_0}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (C_0 \vec{U}) - W_g \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{K_d S_d}{1 + K_d S_d} C_0 \right) = \vec{\nabla} \cdot (\mathbf{v}_T \vec{\nabla} C_0). \quad (1.15)$$

При переході до представлення переносу забруднення в рамках камерної моделі, адвективний і дифузійний доданки рівняння (1.15) описуються потоками забруднення між сусідніми камерами, а осідання забруднення, адсорбованого

зваженими частинками, – потоками з верхніх шарів у товщі води в нижні, а потім і в дно. Після інтегрування рівняння (1.15) по об'єму камери і врахування граничних умов (1.11-1.14), отримаємо рівняння для різних вертикальних шарів у товщі води:

- у поверхневому шарі

$$V_i \frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j (F_{ji} C_{0j} - F_{ij} C_{0i}) - Dep \cdot C_{0i} + \frac{(q^p + q^w) V_i}{h_i}; \quad (1.16)$$

- у шарах, що знаходяться в товщі води

$$V_i \frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j (F_{ji} C_{0j} - F_{ij} C_{0i}) + Dep (C_{0(i,k-1)} - C_{0i}); \quad (1.17)$$

- у придонному шарі

$$V_i \frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j (F_{ji} C_{0j} - F_{ij} C_{0i}) + Dep (C_{0(i,k-1)} - C_{0i}) - \frac{B \cdot V_i}{L_{B0} \cdot h_{0i}} C^S + \frac{B \cdot V_i}{L_{B1} \cdot h_1} C_b - \frac{D \cdot V_i}{L_{D0} \cdot h_{0i}} C^W + \frac{D \cdot V_i}{L_{D1} \cdot h_1} C_b^W, \quad (1.18)$$

де V_i – об'єм водного шару в камері i , F_{ji} – потік води з камери j в камеру i , $C_{0(i,k-1)}$ – концентрація забруднення в шарі води, що знаходиться вище того, який розглядається, в камері i , h_{0i} – товщина придонного граничного шару води в камері i ,

h_1 – товщина верхнього шару донних відкладень, $Dep = \frac{K_d S_d}{1 + K_d S_d} \frac{W_g V_i}{h_i}$, h_i – товщина

шару води в камері i . Рівняння (1.18) можна переписати в іншому вигляді, використавши співвідношення (1.7) і (1.9). Отже,

$$V_i \frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j (F_{ji} C_{0j} - F_{ij} C_{0i}) + Dep (C_{0(i,k-1)} - C_{0i}) - \frac{B \cdot V_i}{L_{B0} \cdot h_{0i}} \frac{R_0 - 1}{R_0} C_{0i} + \frac{B \cdot V_i}{L_{B1} \cdot h_1} \frac{R_1 - 1}{R_1} C_1 - \frac{D \cdot V_i}{L_{D0} \cdot h_{0i}} \frac{1}{R_0} C_{0i} + \frac{D \cdot V_i}{L_{D1} \cdot h_1} \frac{1}{\varepsilon_1 R_1} C_1, \quad (1.19)$$

де індекси 0 і 1 в параметрі R (див. співвідношення 1.9) відносяться до придонного шару води і верхнього шару донних відкладень, відповідно, ε_1 – пористість у верхньому шарі донних відкладень. Або, ввівши додаткові позначення, запишемо рівняння (1.19) у спрощеному вигляді

$$V_i \frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j (F_{ji} C_{0j} - F_{ij} C_{0i}) + Dep (C_{0(i,k-1)} - C_{0i}) - (Biot_0 + Diff_0) C_{0i} + (Biot_1 + Diff_1) C_1, \quad (1.20)$$

де параметри $Diff_0$ і $Biot_0$ позначають потоки забруднення з води в дно за рахунок процесів дифузії і біотурбації, відповідно, а параметри $Diff_1$ і $Biot_1$ – відповідні потоки в зворотному напрямку.

1.4.2 Розповсюдження забруднення в донних відкладеннях

Оскільки камерні моделі, як правило, застосовуються для розрахунку довгострокових змін забруднення в морському середовищі, вважається, що в донних відкладеннях тверді частинки і порова вода завжди знаходяться в рівновазі. Тому в таких моделях використовується співвідношення між концентраціями розчиненої і адсорбованої твердими частинками (1.3) для того, щоб замість системи двох рівнянь, аналогічної до (1.10), отримати одне рівняння для концентрації забруднення в донних відкладеннях. Враховуючи представлені вище співвідношення, рівняння для верхнього шару донних відкладень C_1 матиме вигляд

$$V_1 \frac{\partial C_1}{\partial t} = Dep \cdot C_{0i} + (Biot_0 + Diff_0) C_{0i} - (Biot_1 + Diff_1) C_1 - Dep_1 C_1 - Diff_1 C_1 + Diff_2 C_2, \quad (1.21)$$

де перший доданок в правій частині рівняння відповідає за потік забруднення в результаті осідання забруднених частинок з води на дно, другий – потоки

забруднення з води в дно за рахунок процесів дифузії і біотурбації, третій – відповідні потоки з дна у воду, четвертий – потік забруднення в результаті осідання забруднених частинок з верхнього шару донних відкладень в середній шар, п'ятий і шостий доданки описують дифузійні потоки забруднення з верхнього шару донних відкладень в середній і в зворотному напрямку, відповідно.

Аналогічно рівняння для концентрації забруднення в середньому шарі донних відкладень C_2 матиме вигляд

$$V_2 \frac{\partial C_2}{\partial t} = Dep_1 C_1 - Dep_2 C_2 + Diff_1 C_1 - Diff_2 C_2, \quad (1.22)$$

де другий доданок у правій частині рівняння відповідає за потік забруднення в результаті осідання забруднених частинок з середнього шару донних відкладень в нижній шар, а всі інші доданки вже описані в попередньому рівнянні.

У рівняннях (1.21-1.22) індекси 0, 1, 2 відносяться до придонного шару води, верхнього і середнього шарів донних відкладень, відповідно, $Dep_k = \frac{R_k - 1}{R_k} \frac{W_g V_k}{h_k}$ ($k = 1, 2$), $Diff_k = \frac{D \cdot V_k}{L_{Dk} \cdot h_k} \frac{1}{\varepsilon_k R_k}$ ($k = 0, 1, 2$), $Biot_k = \frac{B \cdot V_k}{L_{Bk} \cdot h_k} \frac{R_k - 1}{R_k}$ ($k = 0, 1, 2$); $R_k = 1 + \frac{\rho_s (1 - \varepsilon_k)}{\varepsilon_k} K_d$ ($k = 0, 1, 2$).

Оскільки забруднення, яке потрапило в нижній шар донних відкладень, вже ніколи не повертається вгору, нижній шар донних відкладень не впливає на шари, що знаходяться над ним. Тому концентрація забруднення в ньому не розраховується. В загальному випадку за такою схемою можна побудувати модель з будь-якою кількістю вертикальних шарів у донних відкладеннях. Але найчастіше основна увага прикута до забруднення верхнього шару донних відкладень, який взаємодіє з водою, і в якому наявні живі організми, що є частиною ланцюжків живлення морських організмів. Саме тому схема з трьома шарами в донних відкладеннях є найбільш поширеною в камерних моделях.

Щоб отримати остаточну систему рівнянь, яка описує перенос забруднення у воді і в донних відкладеннях в камерних моделях, рівняння (1.16, 1.17, 1.20, 1.21, 1.22) діляться на об'єм відповідних шарів у товщі води або в дні.

1.4.3 Проблема спотворення швидкості розповсюдження забруднення у всій області моделювання

Оскільки основними припущеннями в рамках камерного моделювання переносу забруднення в морському середовищі є: 1) однорідність забруднення в межах камери і 2) миттєве перемішування між сусідніми камерами за рахунок адвективних і дифузійних потоків, це приводить до надлишкового перемішування забруднення і, таким чином, до його швидкого розповсюдження у всій області моделювання. Особливо це спостерігається у випадках, якщо розрахунок проводиться на невеликий період часу, коли забруднення за цей час не могло перенестися течіями на велику відстань. При розрахунках на тривалий час, що і є основною метою камерного моделювання, результати будуть значно ближчими до реальної ситуації.

Для вирішення цієї проблеми в роботі [58] пропонується метод “орієнтованого графу”, коли будується схема взаємозв'язків між сусідніми камерами з вказаними характерними проміжками часу T_i , необхідними для переносу забруднення між центрами цих камер. Таким чином, в рівняннях (1.16-1.18) з'являється параметр δ в доданках, що описують потоки води між камерами: $F_{ij}C_i\delta$, де $\delta = 0$ при $t < T_i$ і $\delta = 1$ при $t \geq T_i$. При цьому T_i може бути різним в протилежних напрямках між одними і тими самими камерами. Такий підхід еквівалентний періодичному “увімкненню” переносу забруднення з однієї камери в іншу з періодом T_i , тоді як в решту проміжків часу перенос не відбувається. Проте в роботі [58] не досліджено виконання законів збереження при такому “порційному” переносі забруднення.

1.5 Тривимірні моделі циркуляції і переносу

Опис течій є ключовим фактором при моделюванні переносу забруднення в морському середовищі [22], адже саме вектор швидкості визначає величину і напрямок переносу. Навіть у камерних моделях потоки води між камерами розраховуються на основі даних про течії. Таким чином, щоб описати перенос будь-якої речовини за допомогою тривимірного моделювання, необхідно мати змінні в часі поля течій. У загальному випадку є два способи отримання цих течій: використовувати наперед розраховані течії глобальними моделями циркуляції або отримувати їх самостійно в результаті чисельного розв'язку рівнянь термогідродинаміки в рамках регіональних моделей.

Тривимірні поля течій, розраховані різними глобальними моделями циркуляції, можна завантажити з відповідних інтернет сторінок моделей. Дуже часто вони знаходяться у вільному доступі або потребують мінімальної кількості даних для авторизації. Прикладами таких моделей є американські моделі HYCOM [59] (розраховані тривимірні поля течій для всього світового океану зі змінною роздільною здатністю доступні за посиланням <https://hycom.org/>) і MOM (розраховані поля течій доступні за посиланням <https://www.gfdl.noaa.gov/mom-ocean-model/>), європейська модель NEMO (розраховані тривимірні поля течій зі змінною роздільною здатністю доступні за посиланням <http://www.nemo-ocean.eu/>), японська модель OFES [60] (розраховані тривимірні поля течій для світового океану доступні за посиланням <http://www.jamstec.go.jp/ofes/ofes.html>).

Іноді моделі мають можливість засвоєння (асиміляції) даних вимірювань з метою покращення результатів розрахунків методом їхнього наближення до вимірних значень. Даний метод реаналізу характерний, зокрема, для моделі HYCOM. Також розраховані поля течій з асиміляцією даних представлені в он-лайн сервісі по моніторингу морського середовища, що є у вільному доступі за посиланням <http://marine.copernicus.eu/>. В роботі [37] тривимірні течії, отримані в агентстві JAMSTEC з використанням моделі FORA [61], що враховує дані реаналізу,

були використані для моделювання переносу радіоактивного забруднення в Тихому океані протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1.

Іншим способом отримання тривимірних полів течій є їхній розрахунок з самостійним використанням певної регіональної моделі. Перевагою даного методу є автоматичне виконання законів збереження, з чим можуть виникнути труднощі у випадку використання завантажених швидкостей, отриманих в рамках глобальних моделей циркуляції. Недоліком є необхідність налаштування моделі для кожного конкретного регіону. При цьому складність полягає у постановці початкових умов для запуску розрахунків та змінних в часі граничних умов, які, власне, і визначають характер течій в області моделювання. Найбільш відомими регіональними моделями є POM [62], ROMS [63], SELFE/SCHISM [64], FVCOM [65]. Описані моделі знаходяться у вільному доступі, що сприяє їхньому розповсюдженню в наукових колах. Окрему увагу потрібно звернути на тривимірну модель термогідродинаміки THREEEUX, розроблену в ІМММС НАН України в 90-х роках ХХ століття [20]. Її характерні основні властивості моделі POM, оскільки вона була побудована на її принципах. Відмінністю моделі THREEEUX є те, що вона описує ще і перенос зважених у воді частинок та різних типів забруднення, в тому числі радіонуклідів. Модель постійно вдосконалюється відповідно до світових тенденцій, що дозволяє їй завжди знаходитись на високому рівні. Про це свідчать успішні приклади застосування до різноманітних водойм [66-68]. Детальний опис рівнянь моделі та чисельних методів їхнього розв'язку приведений в роботі [69]. Оскільки модель THREEEUX застосовуватиметься в даній роботі для опису переносу радіоактивного забруднення в різних областях світового океану, її короткий опис подається в додатку В.

1.6 Моделювання засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами

Процес засвоєння різних забруднюючих речовин, у тому числі радіонуклідів, морськими організмами залежить від багатьох чинників, деякі з яких є особливо важливими. В першу чергу це хімічні властивості речовини, що визначають як швидкість засвоєння, так і органи (тканини організму), в яких ця речовина переважно накопичується. Також важливу роль грає положення організму в ланцюжку живлення та швидкість його метаболізму. Для чисельного моделювання процесів засвоєння та виведення забруднюючих речовин морськими організмами рівняння моделі повинні включати параметризацію описаних процесів.

Вперше накопичення радіонуклідів у морських організмах досліджувалося всередині ХХ століття на основі даних відповідних вимірювань [82, 83]. З того часу база даних вимірів постійно розширювалася, що привело до все кращого розуміння хімічних і фізіологічних процесів, які відповідають за засвоєння радіоактивності морськими організмами [84]. Це важливо для побудови математичних моделей, які дозволять прогнозувати зміну концентрації радіонуклідів у різних морських організмах в залежності від її зміни у воді.

Найпростішим методом оцінки концентрації радіонукліда в морському організмі є використання концентраційного фактору (рівноважний підхід). Даний метод ґрунтується на припущенні, що концентрація активності в організмі є пропорційною до відповідної концентрації в оточуючому середовищі, тобто у воді. Даний підхід має свої переваги і недоліки, які будуть детально описані у відповідній частині даного розділу.

На основі недавніх робіт [84, 85] можна зробити висновок, що в загальному випадку динамічні моделі краще відтворюють засвоєння радіонуклідів морськими організмами, ніж моделі, засновані на рівноважному підході. Це пов'язано з тим, що насправді спостерігається певна затримка між зміною концентрації активності у воді і відповідною зміною в організмі, тоді як в рівноважному підході вважається, що ці

зміни відбуваються одночасно. При цьому час затримки, як правило, різний для різних морських організмів та різних радіонуклідів. Основною властивістю динамічних моделей є можливість розрахунку концентрації радіонуклідів в організмі з врахуванням даної затримки.

Для складних організмів існує окремий метод розрахунку концентрації радіонуклідів та інших забруднюючих речовин – фармако-кінетичне моделювання. В основну моделей даного типу закладається перенос забруднення між різними органами через кров. Як правило, в них риба розглядається як сукупність кількох відділень, таких як кров, тканини накопичення (м'язи та кістки), зябра, шлунок, нирки, печінка і травний канал. Розподіл забруднення між органами встановлюється в залежності від значень параметрів, які описують обмін забруднюючої речовини між кров'ю і кожним органом. При цьому для кожної речовини ці параметри можуть суттєво відрізнятися, що дозволяє застосовувати даний метод для прогнозування засвоєння забруднення рибою лише для речовин з відомими значеннями параметрів.

Нижче представлені основні принципи та особливості кожного підходу. Крім того, приводиться короткий опис сучасних моделей засвоєння радіонуклідів морськими організмами, заснованих на цих підходах.

1.6.1 Ланцюжки живлення морських організмів

У морському середовищі всі організми беруть участь у взаємовідносинах “хижак-жертва”, формуючи ланцюжки живлення. Дуже часто той самий організм може бути хижаком по відношенню до одних організмів і жертвою – по відношенню до інших. Положення організму в ланцюжку живлення визначається трофічним фактором TF . У морському середовищі першою ланкою ланцюжка живлення є фітопланктон і водорості, для яких $TF = 1$. Вони формують органічну масу з поживних речовин і сонячної енергії. Наступною ланкою ланцюжка живлення є зоопланктон, а також організми, що харчуються водоростями і відмерлими

рештками (наприклад, деякі види донних безхребетних організмів). Для них $TF = 2$. У найпростішому лінійному ланцюжку живлення на наступному трофічному рівні ($TF = 3$) знаходяться організми, що харчуються зоопланктоном (кальмари, медузи, деякі види риби). Потім у ланцюжку живлення розміщуються хижі види риби, для яких $TF = 4$. І на вершині ланцюжка живлення знаходяться вищі хижаки з $TF = 5$.

Проте часто бувають ситуації, коли морські організми харчуються їжею з різних трофічних рівнів. У цьому випадку значення трофічного фактору буде нецілим. Згідно з [86], величину трофічного фактору можна знайти за формулою

$$TF = 1 + \sum_{i=1}^n (TF_{prey,i} \cdot P_{prey,i}), \quad (1.23)$$

де $TF_{prey,i}$ – трофічний фактор i -того організму в раціоні “хижака”, $P_{prey,i}$ – частка організмів з i -того трофічного рівня в раціоні, n – кількість трофічних рівнів в раціоні. В роботі [86] наводяться значення TF для різних морських організмів. Максимальне значення трофічного фактору $TF = 5$ належить косаткам, що знаходяться на вершині ланцюжка живлення [87].

1.6.2 Рівноважний підхід

Вперше визначення концентраційного фактору (CF) як відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі C_{org} до концентрації цієї речовини в оточуючій організм воді C_w було введено в морській токсикології в роботі [88]. З того часу даний принцип став домінуючим і в радіобіології. Таким чином, маємо

$$CF = \frac{C_{org}}{C_w}. \quad (1.24)$$

Оскільки величина CF показує максимальну здатність організму засвоювати певну речовину, ще однією вимогою для правильного визначення концентраційного фактору є умова рівноваги в системі “вода-організм”, тобто концентрації C_w і C_{org} не повинні змінюватися з часом. Крім того, поблизу точки вимірювання повинні бути відсутніми джерела забруднення, тому що в цьому випадку може сформуватися стаціонарний розподіл концентрації (при постійному значенні джерела забруднення), який не є еквівалентом рівноважному розподілу [50]. Це означає, що у випадку регулярного витоку забруднення з промислового об’єкту чи радіонуклідів, які утворюються при роботі будь-якої АЕС, в області поблизу даного витоку не можна застосувати рівноважний підхід, навіть якщо величина витоку радіоактивності є постійною.

Як правило, визначення величини CF для різних організмів та різних радіонуклідів відбувається як в лабораторних експериментах, так і в результаті польових досліджень (проведення вимірів концентрацій під час морських експедицій). Дуже часто значення концентраційного фактору певного радіонукліда в одному і тому ж виді морського організму, отримані цими двома методами, суттєво відрізняються. Це пов’язано з тим, що в природному середовищі засвоєння забруднення відбувається через воду та в результаті споживання їжі, яка також є забрудненою внаслідок перебування в цій же воді. В лабораторних умовах забруднення потрапляє в організм, як правило, лише в розчиненій формі з води [84].

У зв’язку з цим, поняттям концентраційного фактору розглядається у двох різних варіантах: біоконцентраційний фактор (BCF) – для випадку засвоєння забруднення виключно з води, біоаккумуляційний фактор (BAF) – при засвоєнні забруднення одночасно з води і з їжі. Проте не у всіх дослідженнях дотримуються такого розділення, вживаючи загальне поняття концентраційного фактору, незалежно від способу потрапляння забруднення в організм. Через це і виникає різниця в отриманих значеннях CF .

Набір значень CF для досить великої кількості радіонуклідів періодично публікується в технічних звітах МАГАТЕ. Морські організми в цьому наборі даних, як правило, групуються у великі класи, такі як фітопланктон, зоопланктон,

водорості, молюски, ракоподібні і риба. Зрозуміло, що в межах кожного такого класу є значна видова різноманітність, і навіть можна виділити певні типи організмів за областю проживання чи за положенням у ланцюжку живлення. Але у зв'язку з використанням різних методів вимірювання або проведення вимірів поблизу джерела забруднення, дуже часто дисперсія отриманих значень CF є настільки великою, що втрачається зміст у більш детальній класифікації організмів. Час від часу значення концентраційних факторів у базі даних МАГАТЕ оновлюються у зв'язку з отриманням різних уточнень. Таким чином, навіть використання значень CF , згідно з актуальними даними МАГАТЕ [89], не гарантує їхню достовірність. Крім того, варто пам'ятати, що величина концентраційного фактору може залежати від хімічного складу водного середовища. Наприклад, CF для однієї речовини, що засвоюється одним і тим самим організмом, може бути різним у відкритому океані і в прибережній області чи у внутрішньому морі, тому що під впливом річкової води формуються області зі зниженою солоністю, в яких здатність організму засвоювати певну речовину може змінюватись.

Безумовною перевагою застосування рівноважного підходу є можливість моментального визначення концентрації забруднюючої речовини в морському організмі, маючи лише значення концентрації цієї речовини у воді і величину концентраційного фактору. Адже концентрацію більшості речовин значно простіше виміряти у воді, ніж в організмі. Але при цьому потрібно бути впевненим у значенні концентраційного фактору, який буде використовуватись, а також у тому, що забруднення всіх компонентів морського середовища знаходиться в рівновазі. В даний час CF залишається основним параметром для здійснення порівняння здатності накопичення різних речовин у тому ж самому організмі, а також здатності різних організмів накопичувати певну речовину з морського середовища.

Прикладом найбільш поширеної моделі для здійснення оцінок концентрації радіонуклідів у різних організмах за допомогою рівноважного підходу є ERICA Tool [90]. Вона включає в себе базу даних концентраційних факторів для організмів у природному середовищі [91]. Значення CF у цій базі даних в основному корелюють з даними МАГАТЕ [89], а організми згруповані аналогічним чином. В моделі є поділ

риби на придонну і пелагічну, але в даний момент значення CF для них не відрізняються.

Також ERICA Tool містить базу даних дозових коефіцієнтів, які використовуються для оцінок доз внутрішнього і зовнішнього опромінення морських організмів на основі даних про концентрацію радіонуклідів у цих організмах і в оточуючій їх воді. Таким чином, розрахунок дози, отриманої певним організмом за деякий проміжок часу τ здійснюється за формулами

$$D_{in} = DC_{in} C_{org} \tau, \quad D_{ex} = DC_{ex} C_w \tau, \quad (1.25)$$

де D_{in} і D_{ex} – дози внутрішнього і зовнішнього опромінення морського організму певним радіонуклідом, відповідно, DC_{in} і DC_{ex} – дозові коефіцієнти для внутрішнього і зовнішнього опромінення, відповідно. При цьому, кожен організм має різні дозові коефіцієнти для різних радіонуклідів.

1.6.3 Динамічні моделі

Дуже часто потреба в розрахунку концентрації радіонукліда в морських організмах виникає у випадку регулярних чи аварійних витоків радіоактивності для оцінки отриманих людиною доз опромінення за рахунок споживання морепродуктів чи інших дозових впливів. У таких випадках не можна застосовувати рівноважний підхід. При аварійному витокі забруднення відбувається швидка зміна концентрації забруднюючої речовини у воді, тоді як її засвоєння і виведення морськими організмами, як правило, займає деякий час за рахунок процесів метаболізму [85].

У найпростіших динамічних моделях розглядається однорідне накопичення забруднюючих речовин в організмі. Але оскільки процес накопичення забруднюючої речовини в організмі залежить від хімічних властивостей речовини та

від біологічних процесів в організмі, лише деякі речовини мають таку здатність. Прикладом можуть бути іони ізотопів цезію, які мають схожі хімічні властивості з іонами калію, що є одним з найбільш поширених атомів та входить до складу практично усіх тканин організму. Проте в моделях часто даний підхід використовується для всіх забруднюючих речовин, що не завжди дає можливість відтворити реальні зміни забруднення в організмі. Прикладом моделі, де застосовується такий принцип, є RESRAD-BIOTA [92].

У динамічній моделі D-DAT [93] враховується засвоєння радіоактивності морськими організмами одночасно з води і з їжі, вважаючи, що їжа знаходиться в рівновазі з водою. В ній розглядаються два різних типи взаємодії організму з навколишнім середовищем: “швидкий” і “повільний”, що можна розглядати як найпростіший спосіб опису неоднорідного засвоєння. Дана модель покликана відтворювати типову динаміку очищення організму, приклад якої зображений на рис. 1.7. При цьому вважається, що забруднення не переходить з однієї фази в іншу.

Таким чином, організм розглядається як система двох невзаємодіючих між собою компонентів, які відповідають за швидку і повільну взаємодію з оточуючим його середовищем. Отже, в моделі D-DAT концентрація забруднюючої речовини в кожному компоненті організму описується рівняннями

$$\frac{dC_2}{dt} = k_{21}C_1 - k_{12}C_2, \quad (1.26)$$

$$\frac{dC_3}{dt} = k_{31}C_1 - k_{13}C_3, \quad (1.27)$$

де t – час, C_1 – концентрація забруднення у воді, C_2 і C_3 – концентрації забруднення в організмі, що асоціюються з “швидкою” і “повільною” фазами, відповідно, k_{21} і k_{31} – параметри, що описують швидкість засвоєння забруднення організмом для “швидкої” і “повільної” фаз, відповідно (їхні значення пропорційні концентраційному фактору забруднюючої речовини в даному організмі), k_{12} і k_{13} –

швидкості виведення забруднення з організму для “швидкої” і “повільної” фаз, які співвідносяться з відповідними періодами біологічного напіввиведення T_2 і T_3 (див. рис. 1.7).

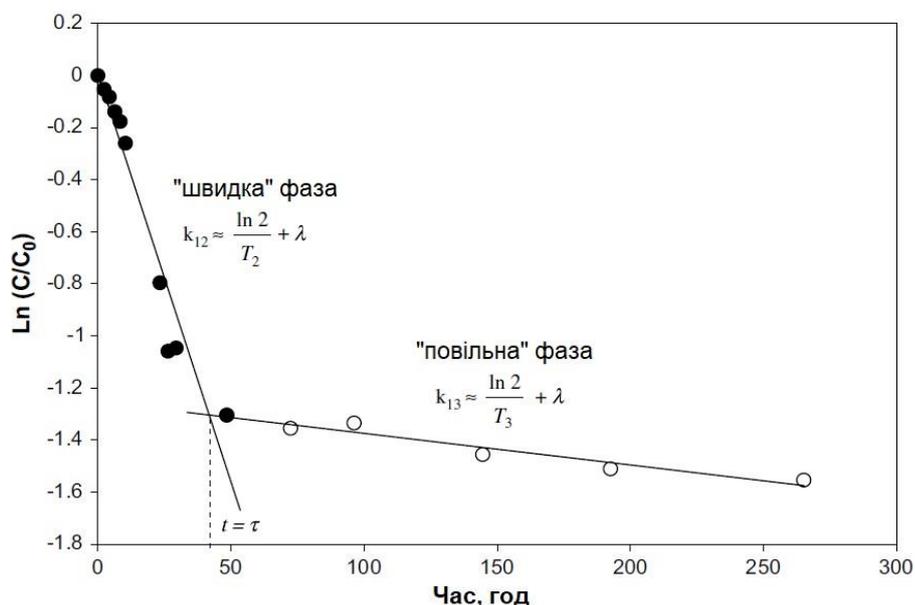


Рисунок 1.7 – Типова динаміка зниження концентрації радіоактивного йоду ^{131}I з часом у молюсках (*Littorina littorea*), згідно з [93]. Початок відліку відповідає моменту переміщення організму з концентрацією забруднення C_0 в чисту воду

Тобто, для кожного організму і кожного радіонукліда в моделі D-DAT необхідно мати значення “швидкого” і “повільного” періодів біологічного напіввиведення, а також параметри засвоєння забруднення кожною фазою. Величини цих параметрів можна визначити з експериментів, приклад одного з яких зображено на рис. 1.7. У даний час база даних моделі містить значення T_2 і T_3 близько 10 поширених радіонуклідів для наступних класів організмів: фітопланктон, зоопланктон, водорості, молюски, малі і великі донні ракоподібні, а також пелагічні і придонні риби. Зрозуміло, що з часом ця база даних буде поповнюватись.

Будь яке забруднення, що потрапляє у воду, засвоюється морськими організмами безпосередньо з води, а також переноситься по ланцюжках живлення від нижчих ланок до вищих (рис. 1.8). При цьому деякі речовини мають здатність накопичуватися, про що свідчить збільшення концентрації з ростом трофічного

фактору. Проте для більшості забруднюючих речовин такої властивості не спостерігається, а навіть навпаки – має місце обернене співвідношення між їхньою концентрацією в морських організмах та трофічним фактором [94]. Як правило, це залежить від властивостей радіонукліда накопичуватися у всьому організмі або в окремих органах чи тканинах. Наприклад, згідно з [94], такі метали як кадмій (Cd), мідь (Cu), нікель (Ni), свинець (Pb) і цинк (Zn) показують обернене співвідношення між їхньою концентрацією в морських організмах та положенням цих організмів в ланцюжку живлення, тоді як концентрація цезію (Cs) зростає в ланцюжку живлення [95].

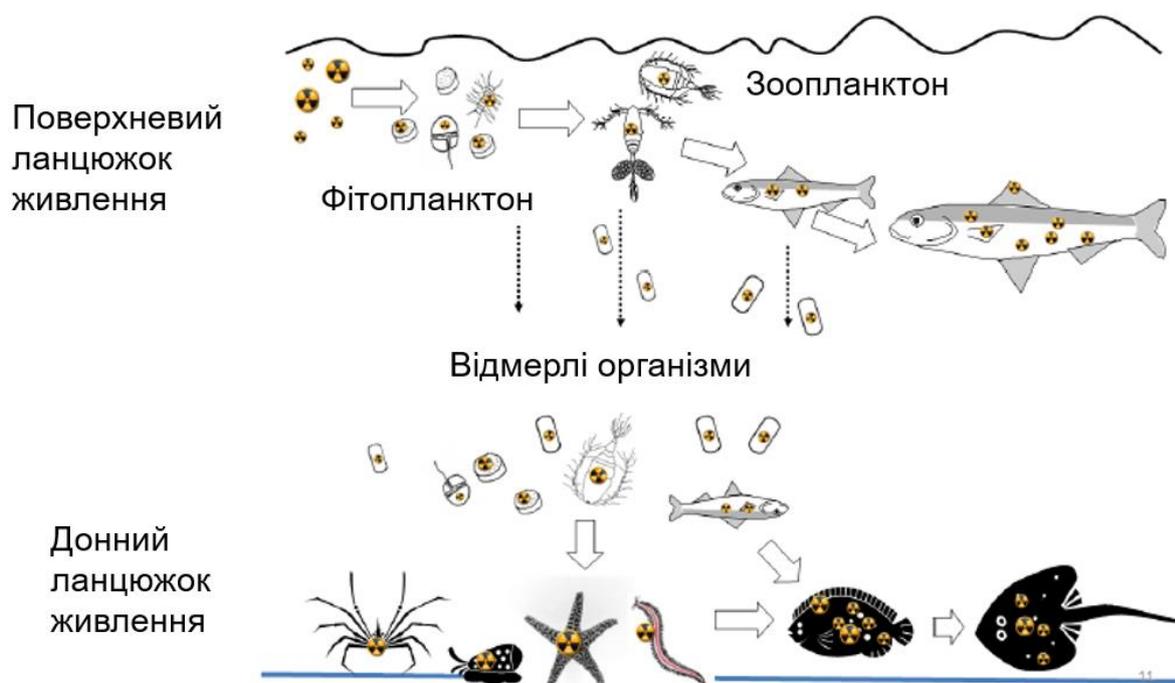


Рисунок 1.8 – Перенос радіоактивного забруднення по ланцюжках живлення морських організмів, згідно з [96]

Відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі до концентрації цієї речовини в його їжі має назву коефіцієнта трофічного переносу TTF . При $TTF > 1$ спостерігається накопичення забруднюючої речовини по ланцюжку живлення (біопідсилення), а при $TTF < 1$ – навпаки, концентрація забруднення в організмах знижується від нижчих ланок ланцюжка живлення до вищих.

В роботі [97] показано, що ефект біопідсилення ($TTF > 1$) для всіх трофічних рівнів характерний для цезію. На деяких трофічних рівнях біопідсилення спостерігається і для селену, кадмію та цинку. Для америцію, кобальту і марганцю в [97] було отримано $TTF < 1$ для всіх розглянутих організмів. Дані результати підтверджуються при аналізі значень концентраційних факторів різних радіонуклідів для організмів з різних трофічних рівнів [89]. Лише концентраційний фактор цезію зростає при рості трофічного фактору. Для інших елементів, як правило, спостерігається обернена залежність між концентраційним фактором та трофічним фактором.

Є кілька моделей, які описують перенос забруднення по ланцюжках живлення в морському середовищі [87, 98-102]. Деякі з них розроблялися для ланцюжка живлення, характерного для певного регіону [99], інші мали на мету описати загальні взаємовідношення “хижак-жертва” в морському середовищі. Проте в більшості моделей розглядається лише пелагічний ланцюжок живлення. Модель, в якій враховується перенос радіонуклідів і в донному ланцюжку живлення, представлена в роботі [100]. Вона включає 13 компонентів, що формують кілька ланцюжків живлення, які переплітаються між собою. Зокрема, в модель входять водорості, різні типи безхребетних організмів, нехижа і хижа пелагічна риба, органічні рештки, що знаходяться на дні, а також різні типи придонної риби, для кожного з яких характерний свій раціон. У даній моделі розглядається однорідне накопичення забруднення в організмах. При цьому концентрація активності C_{org} розраховується за допомогою динамічного рівняння (1.28), яке для кожного організму має різну кількість доданків в залежності від кількості типів їжі, що входять в його раціон. Наприклад, для організму, в раціон якого входить три типи їжі, дане рівняння має вигляд

$$\frac{dC_{org}}{dt} = K_w C_w + r_1 a K_f C_1 + r_2 a K_f C_2 + (1 - r_1 - r_2) a K_f C_3 - k_0 C_{org}, \quad (1.28)$$

де K_w – швидкість засвоєння забруднення організмом з води, C_w – концентрація забруднення у воді, K_f – швидкість споживання організмом їжі, a – ефективність засвоєння забруднення з їжі, C_1 , C_2 і C_3 – концентрація забруднення в різних типах їжі, r_i – частка їжі типу i в раціоні організму, k_0 – швидкість виведення забруднення з організму. Для спрощення в моделі зазвичай вважається, що різні типи їжі входять в раціон організму в однакових співвідношеннях. Тобто, в даному випадку $r_1 = r_2 = 1/3$. Варто відмітити, що в даній моделі джерелом забруднення морських організмів завжди є вода. Тобто, навіть організми з придонного ланцюжка живлення отримують радіонукліди з води і з організмів з нижчих трофічних рівнів, а засвоєння забруднення з донних відкладень не розглядається.

Ще однією відмінністю між моделями є метод визначення концентрації забруднюючої речовини у воді, яка є ключовою при розрахунку накопичення забруднення в морських організмах. У камерних моделях концентрація забруднення у воді, як і в інших компонентах морського середовища, відповідає середньому значенню для кожної камери. Для організмів це рівнозначне випадку, коли вони рухаються в межах даної камери і не переміщуються в сусідні. При певному розмірі камер таке припущення справедливе для більшості організмів, для яких не є характерною сезонна міграція. В інших моделях [93, 100] використовуються дані вимірювань або результати тривимірних чи двовимірних моделей переносу в певній точці. В такому випадку отримані концентрації забруднення в морських організмах відповідають ситуації, якщо б ці організми постійно знаходилися в точці, для якої відомі концентрації забруднення в воді, що є не надто реалістичним.

Усі описані моделі переважно тестувалися для випадку потрапляння радіоактивного цезію ^{137}Cs у морське середовище. Це означає, що параметри даних моделей налаштовані саме для даного радіонукліда. Не відомо чи будуть вони відтворювати засвоєння інших забруднюючих речовин морськими організмами та їхній перенос по ланцюжках живлення.

1.6.4 Динамічна модель накопичення забруднення в окремих тканинах риби BURN-POSEIDON

Оскільки у більшості випадків забруднюючі речовини накопичуються в організмі неоднорідно, це означає, що в певних органах чи тканинах спостерігається вища концентрація забруднення, тоді як в інших – нижча. Даний факт взятий за основу динамічної моделі переносу радіоактивності в морських організмах BURN [98], розробленої для інтеграції в камерну модель POSEIDON [29]. Усього в моделі розглядається близько 100 радіонуклідів, які поділені на 4 групи в залежності від основних тканин чи органів риби, де вони переважно накопичуються. Зокрема, такі радіонукліди, як тритій (^3H) та ізотопи цезію (^{131}Cs , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs), накопичуються в м'язовій тканині; радіоактивний кальцій (^{45}Ca), а також ізотопи стронцію (^{89}Sr , ^{90}Sr), радію (^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{225}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra) і урану (^{232}U , ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{237}U , ^{238}U) накопичуються в кістках; радіоактивний цирконій (^{95}Zr) та ізотопи нептунію (^{237}Np , ^{239}Np) і кюрію (^{242}Cm , ^{243}Cm , ^{244}Cm) – у шлунку; решта радіонуклідів – в інших органах риби, таких як нирки, печінка та ін.

У моделі BURN виділяються такі типи морських організмів: фітопланктон, зоопланктон, два типи риби (нехижа і хижа), молюски, ракоподібні і водорості, які об'єднуються в ланцюжок живлення (рис. 1.9). Концентрація радіонукліда в фітопланктоні та у водоростях розраховується на основі рівноважного підходу за формулою (1.24). Величина концентраційного фактору при цьому береться згідно з даними МАГАТЕ [89]. Для інших організмів використовується рівняння, в якому враховується засвоєння радіонукліда організмом із води і їжі

$$\frac{dC_{org}}{dt} = aK_f C_f + bK_w C_w - k_0 C_{org}. \quad (1.29)$$

При розрахунку засвоєння радіонукліда з води в рівнянні (1.29) береться до уваги кількість води, яка проходить через організм за день K_w , та частка активності,

що при цьому засвоюється – b . Виведення забруднення з організму описується за допомогою величини періоду біологічного напіввиведення ($T_{0.5}$), який залежить в основному від швидкості процесів оновлення клітин в організмі $k_0 = \ln 2 / T_{0.5}$.

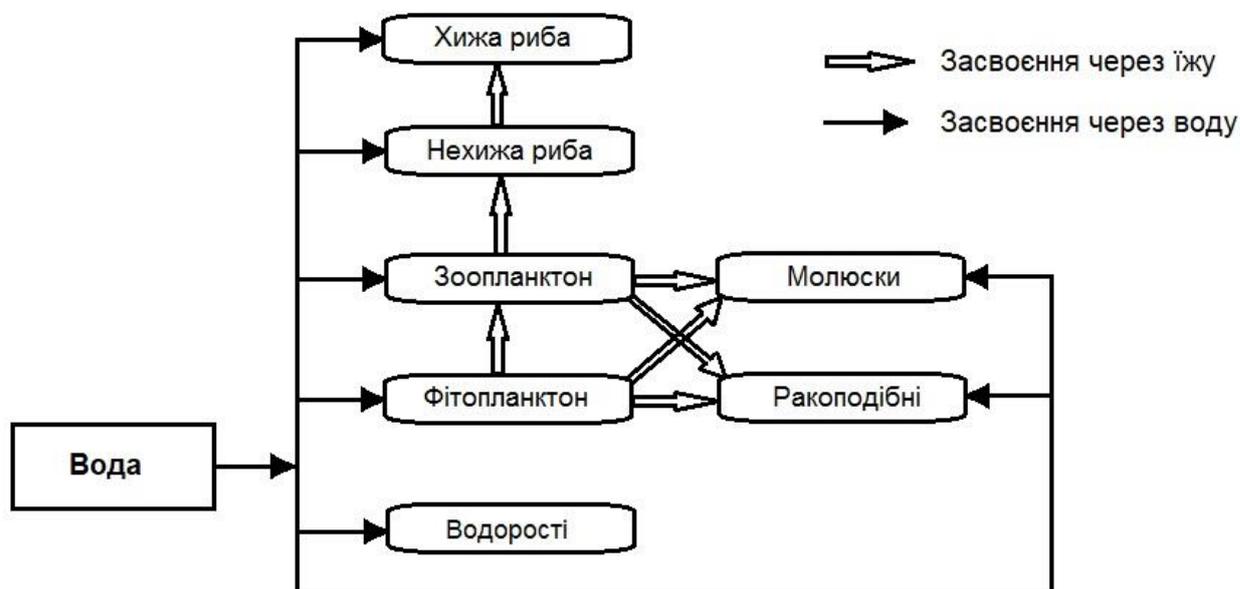


Рисунок 1.9 – Схема переносу забруднення по ланцюжку живлення в моделі BURN-POSEIDON [94]

Особливістю моделі BURN є те, що для риби рівняння (1.29) описує накопичення і виведення радіонукліда лише у тканині з максимальною концентрацією (м'язах, кістках, шлунку або органах), а вмістом активності в інших тканинах – нехтується. При цьому період біологічного напіввиведення $T_{0.5}$ у рівнянні (1.29) відноситься до часу оновлення клітин у цій тканині. Для знаходження концентрації радіонукліда в рибі отримана концентрація у відповідній тканині множиться на масову частку даної тканини в організмі. Як видно зі схеми (рис. 1.9), в раціон таких організмів, як молюски і ракоподібні, входять одночасно фітопланктон і зоопланктон. Тому в моделі використовується загальна формула для визначення концентрації радіоактивності в їжі C_f :

$$C_f = \sum_{i=1}^n C_{prey,i} P_{prey,i} \frac{drw_{pred}}{drw_{prey,i}}, \quad (1.30)$$

де n – кількість різних організмів, що входять в раціон “хижака”, $C_{prey,i}$ – концентрація радіонукліда в їжі типу i , $P_{prey,i}$ – частка їжі типу i в раціоні, drw_{pred} , drw_{prey} – частка сухої маси в організмі “хижака” і “жертви”, відповідно. Параметр drw вводиться з метою врахування того, що більшу частину маси організму складає вода, тоді як забруднення накопичується в органічних і неорганічних компонентах, що формують суху частину організму. Значення більшості параметрів моделі (табл. 1.2) задавалися згідно з роботою [103]. Значення періодів біологічного напіввиведення $T_{0.5}$ радіонуклідів з організму (табл. 1.2), а також відповідні величини для різних тканин риби (табл. 1.3) та масові частки цих тканин бралися на основі даних з [104].

Таблиця 1.2 – Основні параметри динамічної моделі переносу радіонуклідів у морських організмах BURN

Тип організму	drw	K_f (d^{-1})	a	K_w ($M^3(KG \cdot D)^{-1}$)	b	$T_{0.5}$ (д)
Фітопланктон	0.1	-	-	-	-	-
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. 1.3
Хижа риба	0.3	0.0055	0.7	0.075	0.001	Табл. 1.3

Таблиця 1.3 – Параметри тканин риби в моделі BURN

Параметр моделі	Кістки	М'язи	Органи	Шлунок
Масова частка f	0.12	0.80	0.05	0.03
Період $T_{0.5}$ для нехижої риби (д)	500	75	20	3
Період $T_{0.5}$ для хижої риби (д)	1000	200	40	5

1.6.5 Фармако-кінетичні моделі

Забруднюючі речовини, контактуючи з організмом, потрапляють в нього та беруть участь у складних біологічних процесах. Спрощено це можна описати чотирма етапами: засвоєння, розподіл між тканинами, участь в обмінних процесах, виведення [105]. Математично дані процеси розглядаються в фармакокінетичних моделях [106-110]. У морському середовищі такі моделі застосовуються для риби.

Забруднення потрапляє в організм риби з води через зябра та в результаті споживання забрудненої їжі. В зябрах відбувається засвоєння розчиненого у воді кисню, разом з яким у кров потрапляють розчинені у воді забруднюючі речовини. Із стравоходу їжа переходить у шлунок, з якого в кров разом з поживними речовинами всмоктується і забруднення. Через кров забруднення розноситься по всіх органах. В залежності від хімічних властивостей речовини і від біологічних процесів в організмі, відбувається накопичення забруднюючих речовин у клітинах різних тканин чи органів. Проникнення речовин із крові в тканини відбувається в результаті дифузійних та метаболічних процесів. Це означає, що у всіх тканинах організму існуватиме певна концентрація забруднення, але вона буде розподілена в організмі нерівномірно. Таким чином, навіть при порівняно невеликій середній концентрації забруднення в організмі, в деяких органах ця концентрація може бути дуже високою, приводячи до шкідливих наслідків.

Важливу роль у процесах травлення і обміну речовин (метаболізму) займає печінка. Одночасно вона грає роль фільтра для багатьох забруднюючих речовин, які приносяться кров'ю разом з поживними речовинами і накопичуються в ній. Деякі речовини залишають печінку разом з непотрібними продуктами обміну, які потім виводяться з організму через нирки, де ці речовини можуть частково накопичуватися. З печінки забруднення також може виводитися разом з жовчю в травний канал, звідки воно залишає організм з неперетравленими рештками їжі. Якщо риба потрапляє в чисту воду, коли більше немає притоку забруднення з зовні, кров досить швидко очищується. Потім починають очищуватися всі інші органи,

поступово віддаючи забруднення в кров. При цьому можливе повторне забруднення деяких органів, якщо вони контактують з цією кров'ю.

У фармако-кінетичних моделях, в яких описуються всі ці процеси, організм риби розглядається як сукупність відділень, пов'язаних між собою через кров (рис. 1.10). При цьому параметри моделі, як правило, визначаються на основі експериментальних даних. Так було зроблено в [108], де для налаштування моделі використовувались дані з експерименту [111]. Нижче представлена типова для фармако-кінетичних моделей система диференціальних рівнянь [108], що описує перенос забруднення між відділеннями, які імітують організм риби (нумерація рівнянь відповідає нумерації відділень на рис. 1.10):

$$1: \quad \frac{dVC_1}{dt} = E_{21} \left(\frac{V_2}{\pi_2} - f_d C_1 \right) + E_{31} \left(\frac{V_3}{\pi_3} - f_d C_1 \right) + E_{41} \left(\frac{V_4}{\pi_4} - f_d C_1 \right) + E_{51} \left(\frac{V_5}{\pi_5} - f_d C_1 \right) + E_{61} \left(\frac{V_6}{\pi_6} - f_d C_1 \right), \quad (1.31)$$

$$2: \quad \frac{dw_2 V_2}{dt} = E_{21} \left(f_d C_1 - \frac{V_2}{\pi_2} \right), \quad (1.32)$$

$$3: \quad \frac{dw_3 V_3}{dt} = E_{3w} \left(\alpha_w C_w - \frac{V_3}{\pi_3} \right) + E_{31} \left(f_d C_1 - \frac{V_3}{\pi_3} \right), \quad (1.33)$$

$$4: \quad \frac{dw_4 V_4}{dt} = E_{41} \left(f_d C_1 - \frac{V_4}{\pi_4} \right) + E_{74} \left(\frac{V_7}{\pi_7} - b_{47} \frac{V_4}{\pi_4} \right), \quad (1.34)$$

$$5: \quad \frac{dw_5 V_5}{dt} = E_{51} \left(f_d C_1 - \frac{V_5}{\pi_5} \right) - K_5 w_5 V_5, \quad (1.35)$$

$$6: \quad \frac{dw_6 V_6}{dt} = E_{61} \left(f_d C_1 - \frac{V_6}{\pi_6} \right), \quad (1.36)$$

$$7: \quad \frac{dw_7 v_7}{dt} = I_r w_i v_{fd} + E_{74} \left(b_{47} \frac{v_4}{\pi_4} - \frac{v_7}{\pi_7} \right) - E_g w_i v_7, \quad (1.37)$$

де V – об'єм крові в організмі (може змінюватися з часом внаслідок росту організму), C_1 – загальна концентрація забруднення в крові, E_{ij} – коефіцієнт дифузії розчиненої фази забруднюючої речовини між відділеннями i та j , f_d – доля розчиненої фази в загальній концентрації забруднення в крові, w_i – маса відділення i (може змінюватися з часом внаслідок росту організму), w_t – загальна маса організму, v_i – концентрація забруднення у відділенні i , π_i – коефіцієнт розподілу забруднюючої речовини між кров'ю і відділенням i в рівноважних умовах, E_{3w} – коефіцієнт дифузії між зябрами і оточуючою водою, α_w – коефіцієнт переходу забруднюючої речовини з води, b_{47} – коефіцієнт переходу забруднюючої речовини з травного каналу в шлунок, I_r – величина споживання їжі, v_{fd} – концентрація забруднення в їжі, E_g – величина виведення з травного каналу, K_5 – величина виведення через нирки.

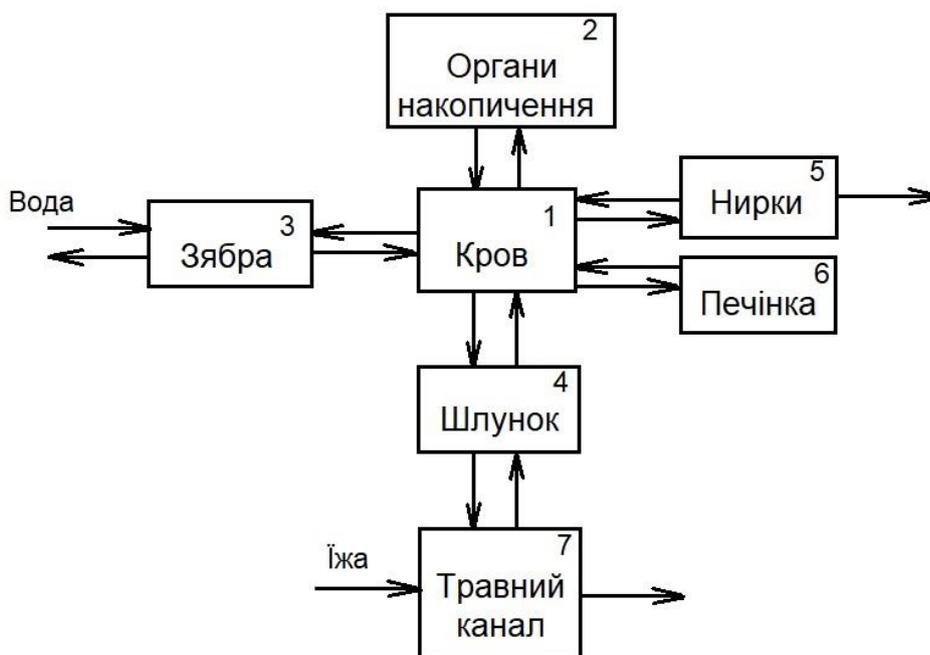


Рисунок 1.10 – Схема фармако-кінетичної моделі [108]

В даній постановці задачі залишається невідомою велика кількість параметрів. При цьому значення цих параметрів відрізняються для кожної забруднюючої речовини і є критичним для правильної роботи моделі. Визначення їхніх величин різними методами [108, 109] показало, що вони можуть бути абсолютно різними (залежати від методу визначення чи від умов експерименту) навіть у випадку накопичення одного елемента (кадмію) в одному і тому самому виді риби (райдужна форель). Це і є основним недоліком даних моделей, оскільки невідомо як зміняться параметри моделі при певній зміні умов оточуючого середовища.

1.6.6 Залежність швидкості метаболічних процесів в організмі від його маси (алометрична теорія)

Одним з основних чинників різноманітності біологічних організмів є їхня маса. Вона, зокрема, визначає швидкість обмінних процесів. Згідно з загальним законом масштабування в біології, залежність параметру R_r , що описує певний метаболічний процес в організмі, від маси організму M [кг] можна записати у вигляді

$$R_r = \alpha_r M^\beta, \quad (1.38)$$

де α_r – алометрична стала, яка і визначає швидкість певного процесу в організмі, β – показник степені.

З точки зору життєдіяльності організму, більшість енергії, що споживається організмом, перетворюється на теплову енергію. Оскільки енергія утворюється у всьому об'ємі (масі) організму, а виділяється через його поверхню, можна очікувати, що показник степені у формулі (1.38) становитиме $\frac{2}{3}$. Проте, ще в 30-х роках ХХ століття в роботі [112] на основі експериментальних досліджень метаболічних

процесів у багатьох організмах було отримано, що показник степені є близьким до $\frac{3}{4}$. Це було доведено в роботі [113], згідно з якою метаболічні процеси в тривимірних організмах залежать від маси в степені $\frac{3}{4}$, що пов'язано з досягненням мінімуму енергетичних втрат при розподіленні поживних речовин.

У роботах [114-116] описаний вище закон масштабування застосовувався до морських організмів. У них також відмічається, що основні параметри, які відповідають за метаболізм риби, зокрема, величина споживання їжі, швидкість оновлення клітин (біологічний час напівжиття) та інші залежать від маси риби в певній степені, згідно з формулою (1.38). Хоча дискусії про величину показника степеня ведуться до цього часу. Це пов'язано з тим, що в різних дослідженнях він змінюється в достатньо широких межах. У роботі [117] висловлене припущення, що у двовимірних процесах, таких як адсорбція забруднення поверхнею організму, може спостерігатись залежність швидкості процесу від маси в степені $\frac{2}{3}$. Комбінація процесів, швидкість яких залежить від маси організму в різних степенях, і які неможливо розділити під час експерименту, може привести до неоднозначних результатів при визначенні показника степеня у формулі (1.38).

Частково алометрична теорія реалізована в кількох моделях переносу ^{137}Cs по ланцюжках живлення морських організмів [87, 102], в яких враховується залежність величини біологічного часу напіввиведення радіонукліда від маси організму. Проте в них не розглядається аналогічна залежність для інших параметрів.

1.7 Висновки до розділу 1

У даному розділі приведені основні типи забруднення морського середовища, розглянуті джерела антропогенних радіонуклідів та способи оцінки їхнього впливу на людину. Показано, що на прикладі переносу радіонуклідів може досліджуватися перенос деяких інших типів забруднюючих речовин.

Представлені принципи побудови інформаційних систем для оцінок наслідків витоків радіонуклідів при нормальній експлуатації об'єктів атомної промисловості та систем підтримки прийняття рішень при ядерних аваріях. Детально описана Європейська система ядерного аварійного реагування RODOS. Обґрунтована необхідність включення морської складової в системи аварійного реагування. Виділено три стадії розповсюдження забруднення в морському середовищі у випадку аварійної ситуації: активна фаза, після-аварійна фаза і довгострокова фаза. Вони відрізняються різними просторово-часовими масштабами, і кожна з них потребує окремий тип моделі щоб забезпечити адекватні результати для прийняття відповідних рішень. Приведений опис моделей і методів, рекомендованих до застосування для кожної стадії.

Розглянуті основні принципи моделювання переносу забруднення в морському середовищі. Відзначено, що для багатьох забруднюючих речовин важливим є не лише перенос забруднення в розчиненій фазі, але і його взаємодія зі зваженими у воді частинками і з дном. Тому математична модель повинна описувати перенос розчиненого у воді забруднення, процеси адсорбції/десорбції забруднення зваженими у воді частинками, перенос цих частинок течіями, їхнє осідання на дно під дією гравітаційних сил та ресуспензію в результаті процесів турбулентності, а також формування забруднення дна.

Відзначено, що опис течій є ключовим фактором при моделюванні переносу забруднення в морському середовищі. Розглянуто два способи отримання течій: використання наперед розрахованих течій глобальними моделями океану або їхнє отримання в результаті чисельного розв'язку рівнянь термогідродинаміки в рамках регіональних моделей. Приведені приклади найбільш відомих глобальних моделей циркуляції, а також регіональних моделей, які знаходяться у вільному доступі.

Описані основні підходи до моделювання засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та приклади сучасних моделей, в яких вони реалізовані. Окреслені області застосування кожного підходу, а також їхні переваги і недоліки. Найпростішим методом оцінки концентрації радіонукліда в морському організмі є використання концентраційного фактору (рівноважний підхід). Основою даного

методу є припущення, що концентрація активності в організмі є пропорційною до відповідної концентрації в оточуючій його воді. Перевагою застосування рівноважного підходу є можливість моментального визначення концентрації забруднюючої речовини в морському організмі, маючи лише значення концентрації цієї речовини у воді і величину концентраційного фактору CF . Але при цьому потрібно бути впевненим у значенні CF , а також у тому, що забруднення всіх компонентів морського середовища знаходиться в рівновазі.

При аварійному витоці забруднення відбувається швидка зміна концентрації забруднюючої речовини у воді, тоді як її засвоєння і виведення морськими організмами, як правило, займає деякий час за рахунок процесів метаболізму. В такій ситуації необхідно застосовувати динамічні моделі засвоєння забруднення морськими організмами. Більшість сучасних динамічних моделей найкраще відтворюють динаміку забруднення для речовин, які рівномірно накопичуються в організмах. Якщо ж накопичення відбувається нерівномірно, застосовуються певні наближення і спрощення, які дозволяють отримати прийнятні результати для певних речовин. Наприклад, вводиться поняття “швидкої” і “повільної” взаємодії організму з морським середовищем або визначаються певні органи чи тканини з максимальною концентрацією забруднення, тоді як внеском інших частин організму нехтується. Дані підходи потребують додаткової кількості емпіричних параметрів, які найчастіше потрібно визначати експериментальним шляхом окремо для кожної забруднюючої речовини.

Фармако-кінетичні моделі дозволяють найбільш детально відтворювати накопичення забруднення в різних органах і тканинах організму, а також процеси обміну між ними. В них риба розглядається як сукупність відділень, пов'язаних між собою через кров. Проте в таких моделях залишається невідомою велика кількість параметрів, які відрізняються для кожної забруднюючої речовини і є критичними для правильної роботи моделі. Визначення їхніх величин різними методами показало, що вони можуть бути абсолютно різними навіть у випадку накопичення одного елемента в одному і тому самому виді риби. А це означає, що при будь-якій зміні умов оточуючого середовища параметри моделей даного типу також

змінюються. Тобто, їх не можна застосовувати для реальних водойм, умови в яких змінюються у часі і в просторі.

Розглянуті особливості переносу забруднюючих речовин по ланцюжках живлення морських організмів. Показано, що для більшості речовин спостерігається обернене співвідношення між їхньою концентрацією в морських організмах та трофічним фактором (положенням в ланцюжку живлення). Лише для цезію, серед розглянутих елементів, характерний ефект біопідсилення для всіх трофічних рівнів. Відзначене існування залежності швидкості метаболічних процесів в організмі від його маси. Згідно з умовою досягненням мінімуму енергетичних втрат при розподіленні поживних речовин, метаболічні процеси в організмах залежать від маси в степені $\frac{3}{4}$. В кількох моделях переносу ^{137}Cs в морських організмах враховується дана залежність лише для величини біологічного часу напіввиведення радіонукліда з організму.

Існуючі моделі переносу забруднення в морському середовищі або не включають біологічну складову, або розглядають її в дуже спрощеному вигляді, найчастіше в рамках рівноважного підходу. З іншого боку, моделі засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами потребують значення концентрації цих речовин у воді у вигляді даних вимірювань або результатів моделювання. В даний час не існує моделі, яка б детально описувала перенос забруднення у воді, донних відкладеннях і морських організмах, крім того її можна було б застосовувати в різних частинах Світового океану, для різних типів джерел забруднення. Також є необхідність у розробці узагальненої моделі засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та їхнього переносу по ланцюжках живлення. Вона повинна однаково ефективно відтворювати забруднення організмів різної маси у випадку як аварійних так і регулярних витоків забруднення в морське середовище. Наступні розділи роботи присвячені опису такої моделі, а також її застосуванню для моделювання процесів, які не розглядалися в існуючих моделях.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [9, 22, 44, 66-68, 85].

РОЗДІЛ 2

КІНЕТИЧНО-АЛОМЕТРИЧНА МОДЕЛЬ НЕОДНОРІДНОГО ЗАСВОЄННЯ ЗАБРУДНЕННЯ В РИБИ

Накопичення забруднюючих речовин (важких металів, радіонуклідів та ін.) рибою, є складним процесом, що залежить від багатьох факторів. В основному він визначається інтенсивністю засвоєння речовини з води і їжі та швидкістю її виведення з організму. У свою чергу, дані процеси залежать від хімічних властивостей речовини, параметрів морського середовища, процесів обміну в організмі (метаболізму) та від положення організму в ланцюжку живлення. Крім того, складність полягає в тому, що різні речовини накопичуються в певних тканинах риби. Наприклад, ізотопи цезію накопичуються переважно в м'язовій тканині, ізотопи стронцію чи радію – в кістковій. Інші радіоактивні чи стабільні елементи, такі як кобальт, марганець, цинк, плутоній і т.д. переважно накопичуються в окремих органах, зокрема в нирках, печінці, шлунку та ін.

Основні існуючі типи моделей засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами розглянуті в розділі 1.6. Відзначено, що існує необхідність у розробці узагальненої моделі засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та їхнього переносу по ланцюжках живлення, яка б ефективно відтворювала забруднення організмів різної маси у випадку як аварійних, так і регулярних витоків забруднення в морське середовище. Цьому і присвячений даний розділ роботи.

Найпростіша динамічна модель для кругообігу забруднюючої речовини в системі, що складається лише з організму і оточуючої його води, має вигляд

$$\frac{dC_{org}}{dt} = K_w C_w - (k_0 + \lambda) \cdot C_{org}, \quad (2.1)$$

$$\frac{dC_w}{dt} = -\left(K_w \frac{M}{V} + \lambda\right) \cdot C_w + k_0 \frac{M}{V} C_{org}, \quad (2.2)$$

де t – час [д], K_w – швидкість засвоєння забруднення з води одиницею маси організму [$\text{м}^3/(\text{кг}\cdot\text{д})$], k_0 – швидкість виведення забруднення з організму [д^{-1}], λ – стала радіоактивного розпаду (для радіонуклідів) [д^{-1}], M – маса організму [кг] і V – об'єм оточуючої його води [м^3]. Оскільки в морському середовищі загальна маса живих організмів є мізерною у порівнянні з масою води, у правій частині рівняння (2.2) залишається один доданок, пов'язаний з радіоактивним розпадом. Тобто, можна вважати, що засвоєння забруднюючої речовини організмами не змінює її концентрацію в воді. Лише у випадку радіоактивного забруднення концентрація радіонукліда у воді змінюється за рахунок процесів радіоактивного розпаду. Наступним поширеним спрощенням є припущення, що K_w не змінюється в результаті росту організму ($K_w = \text{const}$). Швидкість виведення забруднення з організму дуже часто асоціюють з часом, протягом якого концентрація забруднення зменшується вдвічі. Цей параметр можна експериментально виміряти для різних організмів і різних забруднюючих речовин. Таким чином, по аналогії до періоду фізичного напіврозпаду радіонуклідів, вводиться параметр періоду біологічного напіввиведення речовини з організму ($T_{0.5}$), який залежить в основному від процесів оновлення клітин в організмі $k_0 = \ln 2 / T_{0.5}$. Враховуючи описані спрощення, можна записати найпростішу динамічну модель засвоєння забруднення морськими організмами у вигляді

$$\frac{dC_{org}}{dt} = K_w C_w - \left(\frac{\ln 2}{T_{0.5}} + \lambda \right) C_{org} . \quad (2.3)$$

Для радіонуклідів з великим періодом напіврозпаду маємо $\lambda \ll k_0$, тому процесом радіоактивного розпаду в організмі нехтують. Часто рівняння (2.3) зручно записати в іншому вигляді, виразивши параметр K_w через концентраційний фактор CF , адже значення CF відомі для багатьох радіонуклідів і класів організмів, а величину K_w не так просто виміряти. В рівноважних умовах ($dC_{org}/dt = 0$) можна записати $C_{org} = CF \cdot C_w$, а отже $K_w = (\ln 2 / T_{0.5}) CF$, і рівняння (2.3) матиме вигляд

$$\frac{dC_{org}}{dt} = (C_w \cdot CF - C_{org}) \frac{\ln 2}{T_{0.5}}. \quad (2.4)$$

Проте в природному середовищі всі морські організми, крім рослин, засвоюють забруднення не лише з води, але і з їжі. Вони формують ланцюжки живлення, в яких організми, що займають вищі ланки, харчуються організмами з нижчих ланок. Оскільки при цьому всі організми знаходяться в забрудненій воді, організми з нижчих ланок також є забрудненими. Для багатьох речовин їхнє засвоєння саме через ланцюжок живлення є домінуючим. Тому в рівнянні, що описує засвоєння забруднюючої речовини морським організмом, повинні бути враховані обидва шляхи потрапляння забруднення в організм:

$$\frac{dC}{dt} = A_f K_f C_f + B_w K_w C_w - K_{0.5} C, \quad (2.5)$$

де концентрація забруднюючої речовини в організмі C змінюється з часом t за рахунок засвоєння забруднення з їжі і з води (перший і другий доданок в правій частині рівняння, відповідно), а також за рахунок природнього очищення організму (останній доданок в рівнянні). У рівнянні (2.5) C_f позначає концентрацію забруднення в їжі. Раціон харчування морського організму може включати різні типи нижчих організмів. Тому при визначенні C_f потрібно враховувати частку кожного організму в раціоні харчування і концентрації забруднення в них.

При такому спрощеному підході вважається, що частка засвоєного з їжі забруднення регулюється ефективністю засвоєння A_f , яка, як правило, є різною для кожної забруднюючої речовини [118], тоді як незасвоєне забруднення, що виводиться з організму з рештками їжі, не розглядається в моделюванні. Аналогічно вважається, що лише певна частина розчиненого у воді забруднення засвоюється, фільтруючись через зябра риби чи через мембрани інших організмів. Вона описується коефіцієнтом B_w . Швидкість очищення організму $K_{0.5}$, в загальному випадку, включає в себе три доданки, які пов'язані з 1) виведенням забруднення з

організму, 2) зменшенням концентрації забруднення в результаті росту організму (збільшення маси організму при тій самій кількості забруднення) та 3) радіоактивним розпадом (лише для радіонуклідів). Таким чином, $K_{0.5} = \frac{\ln 2}{T_{0.5}} + \lambda_g + \lambda$, де $T_{0.5}$ – біологічний час напіввиведення забруднення з організму, λ_g – швидкість росту організму, λ – стала радіоактивного розпаду. У багатьох випадках перший доданок є домінуючим, тому ростом організму і радіоактивним розпадом дуже часто нехтують. Проте в деяких випадках необхідно враховувати всі доданки. Наприклад, для короткоживучих радіонуклідів швидкість радіоактивного розпаду може бути порівняною, або навіть більшою, ніж швидкість виведення забруднення з організму. Тоді даний доданок потрібно враховувати в моделюванні. Інші параметри в рівнянні (2.5), такі як C_w і C_f , що відповідають за концентрацію забруднюючої речовини у воді і в їжі, відповідно, а також K_f і K_w , що описують величину споживання їжі і кількість відфільтрованої води за одиницю часу одиницею маси організму, відповідно, як правило, мають однаковий зміст в різних моделях.

Але, як було відзначено вище, більшість речовин накопичуються в організмі нерівномірно. Найпростіший приклад реалізації даного процесу був здійснений в моделі BURN-POSEIDON [98], де вважалося, що вміст радіонукліда в рибі визначається його вмістом в тканині, де цей радіонуклід переважно накопичується, а вмістом активності в інших тканинах (тканинах з низькою концентрацією) нехтувалося (див. розділ 1.6.4). Проте даний підхід справедливий лише для деяких радіонуклідів типу ізотопів цезію [33, 38, 119], які більш-менш рівномірно розподіляються у всьому організмі, оскільки масова частка м'язової тканини, де вони переважно накопичуються, є домінуючою в організмі. Для радіонуклідів, які накопичується в інших тканинах, ігнорування їхнього вмісту в м'язах приводить до суттєвого заниження розрахованої концентрації в рибі, оскільки навіть невелика концентрація радіонукліда в м'язовій тканині може мати значний внесок в загальну концентрацію за рахунок великої масової частки.

Тому, в загальному випадку, концентрацію забруднюючої речовини в рибі C_{fish} потрібно розраховувати за допомогою сумування концентрацій в m різних тканинах з урахуванням їхньої масової частки:

$$C_{fish} = \sum_{k=1}^m C_k \mu_k, \quad (2.6)$$

де μ_k – масова частка k -тої тканини, C_k – концентрація забруднення в k -тій тканині.

2.1 Основні рівняння моделі

Одним із результатів дисертаційної роботи є розробка нової кінетично-алометричної моделі, в якій враховується внесок різних тканин у загальну концентрацію забруднення в рибі. Тут не описуються потоки забруднення між органами, як у фармакокінетичних моделях (див. розділ 1.6.5), проте враховується залежність швидкостей біологічних процесів у рибі від її розміру (алометрії). Розроблена модель потребує значно менше параметрів, ніж фармакокінетичні моделі, і може бути використана для різних типів забруднення і різних видів риби.

У новій моделі використовуються такі припущення:

1) організм риби розглядається як сукупність комірок, у кожній з яких забруднення розподілене рівномірно;

2) всі комірки розподіляються на три групи тканин: м'язи, кістки і органи, які відрізняються між собою швидкістю обмінних процесів;

3) забруднення, що потрапляє в організм з води через зябра та з їжі через травну систему, розподіляється між тканинами відповідно до їхніх властивостей;

4) виведення забруднення з кожної тканини відбувається з різною швидкістю і визначається обмінними процесами, характерними для цих тканин;

5) швидкості засвоєння і виведення забруднення організмом залежать від маси риби, згідно з алометричною теорією.

Таким чином, концентрація забруднення в рибі визначається в результаті розв'язку системи трьох рівнянь, кожне з яких описує накопичення забруднення в окремій тканині (кістках, м'язах і органах):

$$\begin{cases} \frac{dC_{bone}}{dt} = a_b K_f C_f + b_b K_w C_w - K_{0.5(b)} C_{bone} \\ \frac{dC_{muscle}}{dt} = a_m K_f C_f + b_m K_w C_w - K_{0.5(m)} C_{muscle} , \\ \frac{dC_{organ}}{dt} = a_o K_f C_f + b_o K_w C_w - K_{0.5(o)} C_{organ} \end{cases} \quad (2.7)$$

де a_i та b_i – коефіцієнти ефективності засвоєння забруднюючих речовин з їжі та з води, відповідно, для кісток ($i = b$), м'язів ($i = m$) і органів ($i = o$). Аналогічно в кожному рівнянні системи використовуються різні швидкості виведення забруднення з відповідної тканини $K_{0.5(i)}$. Коефіцієнти a_i та b_i пов'язуються із значеннями загальних ефективностей засвоєння певної речовини організмом з їжі A_f і з води B_w , відомими з експериментальних робіт різних авторів, такими співвідношеннями

$$A_f = \sum_{i=1}^3 a_i \mu_i, \quad B_w = \sum_{i=1}^3 b_i \mu_i. \quad (2.8)$$

Розподіл усіх тканин і органів риби на три групи, що розглядаються в моделі, був здійснений на основі великих відмінностей у величині швидкості виведення забруднення $K_{0.5(i)}$. Згідно із спостереженнями, оновлення клітин у кістковій тканині відбувається дуже повільно, а це означає, що забруднення, яке там відклалося, залишатиметься там довше, ніж в інших тканинах організму. Значно швидше

відбувається оновлення клітин, а відповідно засвоєння і виведення забруднення м'язовою тканиною. Інші компоненти організму характеризуються ще швидшими обмінними процесами, тому в моделі вони об'єднуються в одну групу з умовною назвою "органи". Хоча фізіологічні властивості печінки, нирок, шлунку та інших органів риби відрізняються між собою, в моделі реалізується припущення, що швидкості накопичення і виведення забруднення в них є схожими і значно відрізняються від таких швидкостей у кістках і м'язах. У моделі також вважається, що забруднення, яке виводиться з однієї тканини, не засвоюється іншою саме через значну відмінність у величині швидкості виведення (біологічному часі напіввиведення) забруднення з них.

2.2 Алометричні співвідношення

У моделі враховується залежність значень параметрів, які відповідають за метаболізм риби, зокрема величини споживання їжі і кількості відфільтрованої через зябра води, а також біологічного часу напіввиведення забруднення з кожної тканини, від маси риби в степені $3/4$, згідно з [113], як це описано в розділі 1.6.6. Оскільки швидкості споживання їжі K_f та циркуляції води через зябра риби K_w в рівняннях моделі (3.3) відносяться до одиниці маси організму, необхідно $M^{3/4}$ поділити на M , і отримаємо остаточні алометричні співвідношення для параметрів моделі:

$$K_f = \alpha_f M^{-1/4}, \quad K_w = \alpha_w M^{-1/4}. \quad (2.9)$$

З іншого боку, швидкість виведення забруднення з організму $K_{0.5}$ пропорційна до його маси в степені $-1/4$ [116, 120], що ґрунтується на результатах експериментальних дослідженнях для різних організмів і різних радіонуклідів.

Враховуючи співвідношення між швидкістю виведення $K_{0.5}$ і біологічним часом напіввиведення $T_{0.5}$, запишемо відповідні алометричні співвідношення для кожної тканини:

$$K_{0.5(i)} = \alpha_i M^{-1/4}, \quad T_{0.5(i)} = \frac{\ln 2}{\alpha_i} M^{1/4}. \quad (2.10)$$

Розглянуті параметри моделі можуть також залежати від температури оточуючої організм води і її солоності [102, 121]. Згідно з лабораторними експериментами [122], можна зробити висновок, що температура не має визначального значення при засвоєнні і виведенні забруднення з організму. В роботі [123] показано, що для певних речовин, таких як кобальт Co і марганець Mn, солоність практично не впливає на згадані процеси. Для інших речовин вплив солоності може бути суттєвим, як у випадку ізотопів цезію Cs і стронцію Sr. Це пояснюється тим, що цезій має схожі хімічні властивості з калієм, а стронцій – з кальцієм, концентрація яких у морському середовищі визначається його солоністю. Оскільки організми не завжди розрізняють елементи зі схожими властивостями, це приводить до виникнення конкуренції при їхньому засвоєнні. Реалізація такої залежності в моделі буде розглядатися в наступному розділі роботи.

2.3 Визначення основних параметрів моделі

Для тестування та використання розробленої кінетично-алометричної моделі засвоєння забруднюючих речовин рибою, необхідно визначити алометричні сталі α_f , α_w і α_i , а також коефіцієнти ефективності засвоєння забруднюючих речовин з їжі a_i та з води b_i .

2.3.1 Алометричні сталі

Величину α_f можна визначити на основі даних про денну величину споживання їжі K_f різними видами риби масою від 1 г до 7,5 кг [87]. Згідно з цими даними та відповідно до алометричного співвідношення (2.9), α_f знаходиться в межах від 0,008 до 0,02 з середнім значенням $\alpha_f = 0,012$. Саме ця величина буде використовуватися в моделі.

У роботі [124] досліджувалося засвоєння ^{134}Cs з води мальками золотистої доради (*Sparus auratus*) масою 0,2 г. При цьому в експерименті було виключене потрапляння радіонукліда в організм риби через їжу. Згідно з отриманими оцінками, швидкість засвоєння радіонукліда з води ($B_w K_w$) в експерименті становила 0,0007 м³/(кг·д). Враховуючи стандартну величину коефіцієнта засвоєння цезію з води $B_w = 0,001$ [87, 98, 100], та на основі відповідного алометричного співвідношення (2.9) можна отримати $\alpha_w = 0,08$. На жаль, в літературі не було знайдено аналогічних експериментів для підтвердження цієї величини. Але оскільки внесок засвоєного забруднення з води є незначним у порівнянні з внеском через їжу [125], у моделі буде використовуватись дане значення. При цьому можливі відхилення не матимуть суттєвого впливу на рівень забруднення організмів, куди воно потрапляє одночасно з води і з їжі, в природних умовах.

Згідно з роботою [126], біологічний час напіввиведення $T_{0.5}$ марганцю з органів (нирок, печінки та інших внутрішніх органів) форелі (*Salmo trutta*) масою 6 г становить близько 7 днів. Використовуючи ці дані та співвідношення (2.10) була отримана величина алометричної сталої для швидкості виведення забруднення з органів $\alpha_o = 0,0275$. Відповідний параметр для м'язової тканини визначався на основі результатів експериментальних досліджень [97, 124, 127] по затуханню концентрації цезію в різних видах риби різної маси. Оскільки цей радіонуклід накопичується переважно в м'язовій тканині, яка грає домінуючу роль в організмі риби, то швидкість затухання концентрації цезію в ній є близькою до відповідної

швидкості його затування в цілому організмі, яка і вимірювалася в експериментах. Аналізуючи результати описаних вимірювань та використовуючи співвідношення (2.10), можна отримати значення $\alpha_m = 0,007$. Для стронцію чи іншого елемента, який переважно накопичується в кістках, такі дані відсутні. В моделі було вибрано значення параметру $\alpha_b = 0,001$, при якому біологічний час напіввиведення забруднення з кісток, згідно з співвідношеннями (2.10) становить близько 500 днів для риби масою 200 г і 1000 днів для риби масою 4 кг, що узгоджується з значеннями прийнятими в моделі BURN-POSEIDON [98], приведеними в таблиці 1.3 (див. розділ 1.6.4). Ці значення маси риби були вибрані як стандартні для промислово виловленої нехижої (200 г) і хижої (4 кг) риби, відповідно, згідно з даними [102, 128].

Користуючись отриманими значеннями алометричних сталих, можна знайти величини основних параметрів розробленої кінетично-алометричної моделі для риби будь-якої маси. Наприклад, в таблиці 2.1 приведені значення цих параметрів для риби: 1) масою 0,2 г, яка використовувалася в експерименті [124]; 2) масою 6 г, яка використовувалася в експерименті [127]; 3) масою 200 г (нехижа риба в моделюванні); 4) масою 4 кг (хижа риба в моделюванні).

Таблиця 2.1 – Параметри кінетично-алометричної моделі для риби різної маси

M , кг	K_f , кг/(кг·д)	K_w , м ³ /(кг·д)	$T_{0.5}$ (органи), д	$T_{0.5}$ (м'язи), д	$T_{0.5}$ (кістки), д
0,0002	0.1	0.67	3	12	82
0,006	0.043	0.29	7	28	193
0,2	0.018	0.12	17	66	464
4	0.0085	0.057	36	140	980

2.3.2 Коефіцієнти ефективності засвоєння забруднюючих речовин різними тканинами організму

У рівноважних умовах при постійній концентрації забруднення у воді матимемо ситуацію, коли відповідні концентрації в морських організмах та у їхніх тканинах не змінюватимуться з часом: $\frac{dC_i}{dt} = 0$. У такому випадку справедливими є співвідношення

$$CF_{food} = \frac{C_f}{C_w}, \quad CF_{tot} = \frac{C_{tot}}{C_w}, \quad CR_i = \frac{C_{tot}}{C_i}, \quad (2.11)$$

де CF_{tot} і CF_{food} – концентраційні фактори риби та організмів, якими вона харчується, відповідно, CR_i – відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі риби до її концентрації в i -тій тканині [129]. Використавши дані співвідношення, можна записати рівняння (2.7) для кожної тканини у вигляді

$$a_i K_f CF_{food} C_w + b_i K_w C_w = K_{0.5(i)} \frac{CF_{tot} C_w}{CR_i}. \quad (2.12)$$

Вважатимемо, що забруднення, яке потрапляє в організм, розподіляється між органами незалежно від того як воно туди потрапило (з водою чи з їжею). Можливо для певних речовин дане припущення не виконується, тому будемо розглядати його як деяке наближення. Згідно з ним,

$$\frac{b_i}{B_w} = \frac{a_i}{A_f}. \quad (2.13)$$

Підставляючи (2.13) в (2.12) та користуючись алометричними співвідношеннями (2.9 – 2.10), отримаємо

$$\frac{a_i}{A_f} \left(A_f \alpha_f CF_{food} + B_w \alpha_w \right) = CF_{tot} \frac{\alpha_i}{CR_i}. \quad (2.14)$$

В результаті сумування (2.14) по трьох тканинах з врахуванням їхніх масових часток, згідно з (2.6), маємо

$$A_f \alpha_f CF_{food} + B_w \alpha_w = CF_{tot} \sum_{i=1}^3 \frac{\mu_i \alpha_i}{CR_i}. \quad (2.15)$$

Підставляючи (2.15) в (2.14), отримуємо вираз для знаходження ефективності засвоєння забруднюючих речовин кожною тканиною з їжі:

$$a_i = A_f \frac{\alpha_i}{CR_i \sum_{i=1}^3 \frac{\mu_i \alpha_i}{CR_i}}. \quad (2.16)$$

Маючи a_i , можна визначити b_i за формулою (2.13). Для знаходження числових значень коефіцієнтів ефективності засвоєння забруднюючих речовин i -тою тканиною риби з їжі (a_i) та з води (b_i) потрібно мати значення параметрів A_f , B_w , CR_i і μ_i .

Коефіцієнти загальної ефективності засвоєння рибою деяких елементів з їжі A_f , визначені на основі великої кількості експериментів, представлені в роботі [118]. Для інших елементів потрібно використовувати певні припущення та розраховувати на те, що з часом будуть проведені експерименти по їхньому визначенню. Є небагато даних по коефіцієнтах засвоєння рибою забруднюючих речовин з води B_w . Частково це пояснюється тим, що внесок засвоєного забруднення з води є незначним у порівнянні з внеском через їжу [125]. Стандартна величина для коефіцієнта засвоєння цезію з води B_w , що використовується в моделюванні, становить 0,001 [87, 98, 100]. Для стронцію ця величина залежить від солоності (див. розділ 3.3 роботи) і в умовах морського середовища вона дорівнює $3 \cdot 10^{-5}$. Для

важких металів добре узгодження результатів моделювання з вимірами досягається коли B_w знаходиться в межах $0,002 \div 0,005$ (див. останній пункт даного розділу).

Експериментально визначені відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі риби до її концентрації в i -тій тканині (CR_i) для багатьох елементів приведені в [129]. Величина масової частки різних тканин в організмі риби була узагальнена на основі даних з публікацій [129, 130] і в моделі становить: $\mu_b = 0,12$; $\mu_m = 0,8$; $\mu_o = 0,08$. Розраховані за допомогою (2.16) значення коефіцієнтів a_i для деяких елементів представлені в таблиці 2.2. Правильність отриманих значень параметрів підтверджується узгодженням розрахованих концентрацій різних радіонуклідів в рибі з експериментальними даними (див. розділ 2.6) та з даними відповідних вимірювань при аварійних (розділ 6.3.3) та регулярних (розділ 7.4.2) вибоках радіоактивності у морське середовище. При цьому ні в роботі [118] ні в інших роботах немає значення загальної ефективності засвоєння рибою A_f для ізотопів стронцію. Величина, представлена в табл. 2.2, була вибрана таким чином, щоб у рівноважних умовах досягалась стандартна величина концентраційного фактору для риби, згідно з даними МАГАТЕ [89], у найпростішому ланцюжку живлення зоопланктон – риба.

Таблиця 2.2 – Коефіцієнти засвоєння деяких радіонуклідів з їжі a_i для різних тканин

Ізотопи	A_f	a_o	a_m	a_b
Cs	0,76	0,65	0,88	0,08
Sr	0,285	0,51	0,21	0,64
Co	0,081	0,8	0,02	0,007
Mn	0,235	0,98	0,18	0,07

2.4 Особливості моделі

Аналізуючи співвідношення (2.16), можна зробити висновок, що величина ефективності засвоєння забруднюючих речовин кожною тканиною залежить лише від типу цієї речовини і не залежить від маси риби. Це є новим результатом, отриманим на основі введених в моделі припущень і спрощень. В принципі, ефективність засвоєння для різних типів риби може дещо відрізнятися в залежності від природного ареалу і положення в ланцюжку живлення (трофічного рівня). Наприклад, швидкість обмінних процесів в організмі риби з тропічних районів суттєво відрізняється від відповідної швидкості для риби в помірних широтах. Це може вплинути на величину алометричних сталих α_i , а отже і на значення ефективності засвоєння забруднюючих речовин рибою (2.16). Для вивчення даних залежностей необхідне проведення відповідних експериментальних досліджень.

Ще один результат можна отримати, аналізуючи співвідношення для концентраційного фактору, який характеризує максимальну здатність організму накопичувати певну речовину. Отже, з рівняння (2.15) маємо

$$CF_{tot} = \frac{A_f \alpha_f CF_{food} + B_w \alpha_w}{\sum_{i=1}^3 \frac{\mu_i \alpha_i}{CR_i}}. \quad (2.17)$$

Отримане співвідношення показує, що концентрація забруднення в організмі в рівноважних умовах може змінюватися лише при зміні його раціону, і не залежить від маси організму. В роботах [117, 131] відмічається, що концентраційний фактор організму CF_{tot} змінюється при зміні його маси, але це може пояснюватись тим, що в процесі росту організму змінюється тип організмів, які він споживає (зоопланктон, ракоподібні, мальки риби і т.д.), тобто CF_{food} , що узгоджується з (2.17).

Беручи до уваги, що засвоєння забруднення з їжі є домінуючим у порівнянні з засвоєнням із води [125], можна знайти відношення концентраційних факторів

організму (CF_{tot}) та його їжі (CF_{food}). Дане відношення має назву коефіцієнта трофічного переносу TTF і характеризує зміну концентрації забруднення в системі хижак – жертва.

$$TTF = \frac{A_f \alpha_f}{\sum_{i=1}^3 \frac{\mu_i \alpha_i}{CR_i}}. \quad (2.18)$$

В таблиці 2.3 представлені значення TTF , розраховані для різних радіонуклідів, за формулою (2.18). Видно, що лише цезій серед розглянутих елементів має властивість накопичуватись у ланцюжку живлення ($TTF > 1$). Це описується, зокрема, в роботі [95], де спостерігається зростання концентраційного фактору ^{137}Cs в морських організмах при зростанні їхнього трофічного рівня. Для інших радіонуклідів спостерігається зниження концентрації активності в ланцюжку живлення ($TTF < 1$), що узгоджується з висновками, приведеними в роботі [94], де була отримана зворотна залежність між трофічним рівнем і концентрацією неорганічних металів у водних ланцюжках живлення. Також це узгоджується з [117], де відзначається зниження концентраційного фактору морських організмів для різних радіонуклідів при збільшенні маси організму. При цьому розглядаються організми з різних ланок ланцюжка живлення, а, як правило, організми з більшою масою знаходяться на вищих ланках ланцюжка живлення. Тобто, результати [117] можна інтерпретувати таким чином, що організми з вищих ланок ланцюжка живлення мають нижче значення концентраційного фактору. А це відповідає випадку $TTF < 1$.

Як було зазначено вище, розроблений метод не описує потоки забруднення між тканинами риби. Він лише дозволяє оцінювати внесок різних тканин у загальну концентрацію забруднюючої речовини. Застосування даного методу до відтворення експериментальних даних по засвоєнню деяких радіонуклідів в рибі (буде приведено нижче в даному розділі) показує, що розраховані концентрації забруднення узгоджуються з виміряними. В наступних розділах роботи буде

продемонстровано застосування розробленої моделі для відтворення переносу забруднення через ланцюжки живлення в морських системах у результаті регулярних та аварійних витоків радіонуклідів. Це означає, що модель може використовуватись для оцінок радіологічних впливів у результаті витоку широкого спектру радіонуклідів при нормальній експлуатації ядерних об'єктів, а також функціонувати як складова частина систем підтримки прийняття рішень при аварійних ситуаціях.

Таблиця 2.3 – Коефіцієнти трофічного переносу TTF для різних радіонуклідів, розраховані на основі рівнянь моделі

Елемент	TTF	Елемент	TTF	Елемент	TTF
Cs	1,3	Mn	0,4	Cu	0,04
Sr	0,71	Zn	0,35	Cd	0,25
Co	0,06	Ag	0,03	Cr	0,03

2.5 Аналіз внеску різних тканин в загальну концентрацію активності в рибі

Для проведення аналізу процесу засвоєння деяких радіонуклідів в організмі риби, згідно з розробленим методом, був здійснений чисельний експеримент з постійним джерелом активності протягом певного часу T_{uptake} . Розглядалися радіонукліди, які переважно накопичуються в різних тканинах риби: ^{137}Cs (в м'язах), ^{90}Sr (в кістках) і ^{60}Co (в органах). Аналітичний розв'язок системи рівнянь (2.7) у випадку, коли засвоєння забруднення відбувається лише з їжі при нульових початкових умовах, має вигляд

$$\begin{cases} C_{bone} = \frac{a_b K_f C_f}{K_{0.5(b)}} (1 - e^{-K_{0.5(b)} t}) \\ C_{muscle} = \frac{a_m K_f C_f}{K_{0.5(f)}} (1 - e^{-K_{0.5(m)} t}) \\ C_{organ} = \frac{a_o K_f C_f}{K_{0.5(o)}} (1 - e^{-K_{0.5(o)} t}) \end{cases} \quad (2.19)$$

Після цього починається період очищення організму, що відповідає споживанню незабрудненої їжі. Аналітичний розв'язок системи рівнянь (2.7) у цьому випадку матиме вигляд

$$\begin{cases} C_{bone} = C_{bone, T_{uptake}} e^{-K_{0.5(b)}(t - T_{uptake})} \\ C_{muscle} = C_{muscle, T_{uptake}} e^{-K_{0.5(m)}(t - T_{uptake})} \\ C_{organ} = C_{organ, T_{uptake}} e^{-K_{0.5(o)}(t - T_{uptake})} \end{cases}, \quad (2.20)$$

де $C_{bone, T_{uptake}}$, $C_{muscle, T_{uptake}}$, $C_{organ, T_{uptake}}$ – концентрації забруднення в кістках, м'язах і органах риби, відповідно, в момент закінчення споживання забрудненої їжі.

Для обох періодів: засвоєння (тривалістю 170 днів) і виведення (тривалістю 330 днів), загальна концентрація радіонукліда в рибі розраховувалася як сума концентрацій в кожній тканині, помножена на її масову частку, згідно з формулою (2.6). Параметри споживання K_f і виведення $K_{0.5(i)}$ забруднення відповідали величинам, характерним для риби масою 0,2 кг (див. табл. 2.1). Коефіцієнти засвоєння тканинами організму радіонуклідів a_i приведені в табл. 2.2. Протягом періоду засвоєння концентрація активності в їжі складала 1 Бк/кг для кожного радіонукліда. Розраховані концентрації радіонуклідів у кожному органі та їхні внески в загальну концентрацію активності в рибі зображені на рис. 2.1-2.3.

Найпростіший варіант стосується процесу накопичення ^{137}Cs в рибі, коли м'язи грають визначальну роль (рис. 2.1). У цьому випадку концентрація активності в м'язовій тканині значно вища, ніж в інших тканинах (рис. 2.1 а). А оскільки масова

частка м'язової тканини є домінуючою в організмі, тільки вона може розглядатися при розрахунку загальної концентрації ^{137}Cs у рибі (рис. 2.1 б). Це відповідає підходу, описаному в моделі BURN [98], де розглядається концентрація радіонукліда лише в тканині, в якій цей радіонуклід переважно накопичується, а вмістом активності в інших тканинах нехтується.

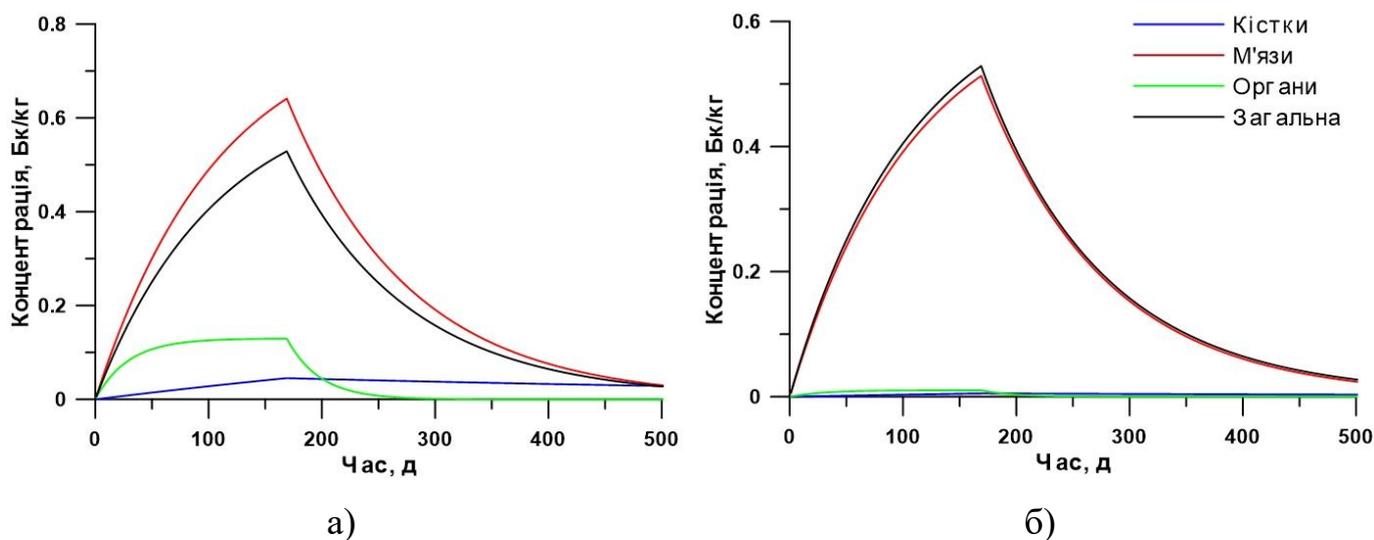


Рисунок 2.1 – Концентрація ^{137}Cs у різних тканинах риби (а) та їхній внесок у загальну концентрацію (б)

У випадку ^{90}Sr результати моделювання показують, що накопичення даного радіонукліда в організмі відбувається значно повільніше (рис. 2.2). Хоча концентрація ^{90}Sr є найвищою у кістках (рис. 2.2 а), внесок стронцію в кістковій тканині стає переважаючим у загальній концентрації радіонукліда в рибі приблизно на 300-й день чисельного експерименту (рис. 2.2 б). Це означає, що характерний час накопичення ^{90}Sr у кістках риби становить близько 1 року. З цієї точки зору, розроблений метод важко перевірити на реальних даних, оскільки для цього необхідне проведення довгострокового експерименту. В літературних джерелах жодних даних з таким чи схожим експериментом не було знайдено.

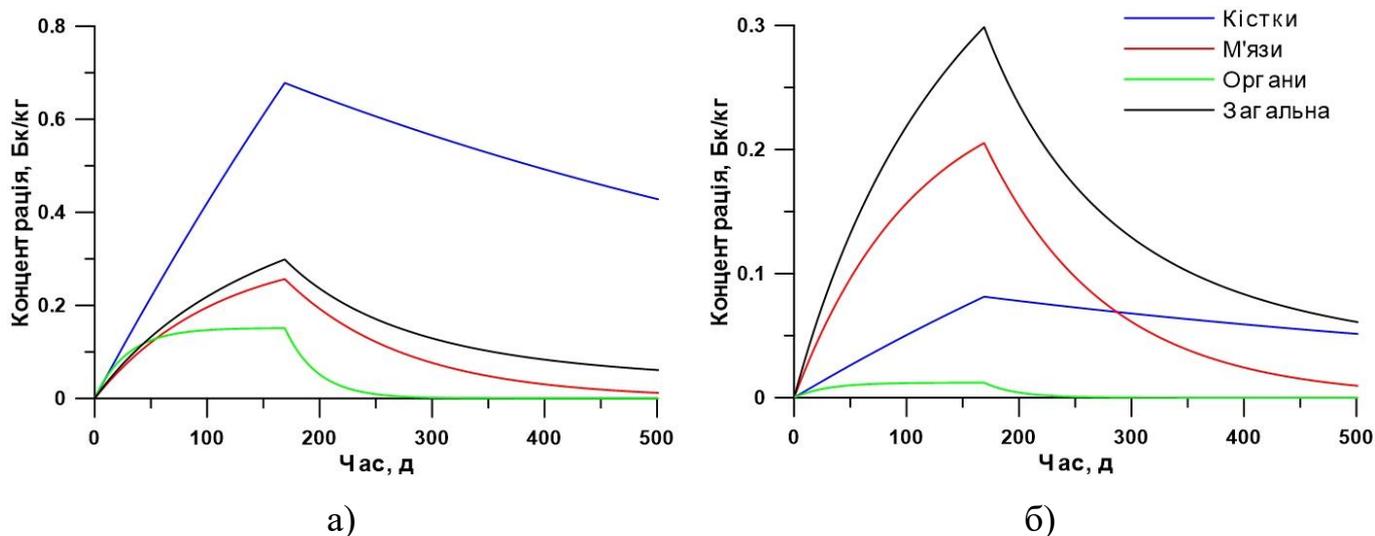


Рисунок 2.2 – Концентрація ^{90}Sr у різних тканинах риби (а) та їхній внесок у загальну концентрацію (б)

Засвоєння ^{60}Co в організмі риби відрізняється від розглянутих вище варіантів. Концентрація цього радіонукліда в органах риби росте досить швидко і суттєво перевищує його концентрації в інших тканинах (рис. 2.3 а). Проте внесок органів в загальну концентрацію ^{60}Co в рибі порівняний із внеском м'язової тканини протягом періоду засвоєння, тоді як в період виведення забруднення в м'язах залишається довше, що приводить до збільшення їхнього внеску (рис. 2.3 б). Однаковий внесок двох тканин у загальну концентрацію пов'язаний з різною масовою часткою. Масова частка органів, в яких спостерігається висока концентрація забруднення, значно менша, ніж масова частка м'язів. Тому навіть низька концентрація активності в м'язовій тканині дає значний внесок у загальну концентрацію радіонукліда в рибі.

Основним висновком даної частини роботи є те, що не тільки концентрація забруднення в тканинах організму є визначальною, але і внесок кожної тканини в загальну концентрацію забруднюючої речовини в рибі, тобто добуток концентрації забруднення в даній тканині на її масову частку.

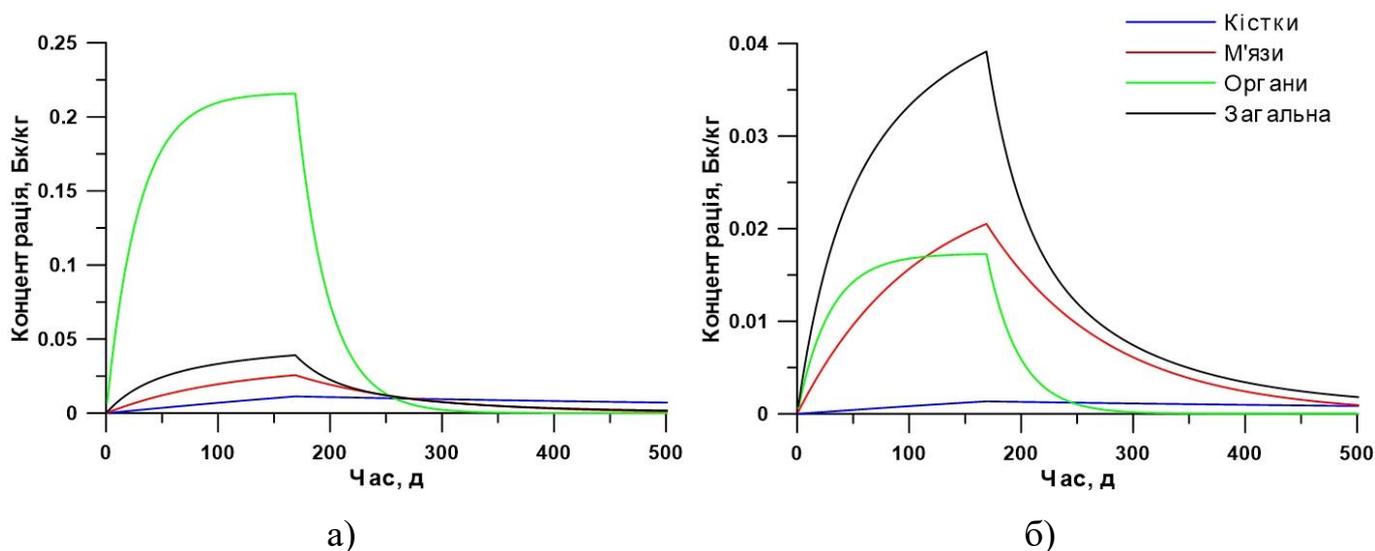


Рисунок 2.3 – Концентрація ^{60}Co у різних тканинах риби (а) та їхній внесок у загальну концентрацію (б)

2.6 Перевірка моделі на даних лабораторних експериментів

Процеси засвоєння і виведення забруднюючих речовин рибою досліджувалися у великій кількості експериментальних робіт (наприклад, [97], [124], [126], [127], [132] та ін.). Але лише в деяких з них умови проведення експерименту описані таким чином, щоб була можливість відтворити його з використанням математичної моделі. В даній частині роботи представлені результати моделювання засвоєння рибою деяких радіонуклідів з води і з їжі у порівнянні з даними лабораторних експериментів.

2.6.1 Засвоєння розчинених у воді радіонуклідів ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{134}Cs рибою

В експерименті, описаному в роботі [124], відбувалося засвоєння кількох радіонуклідів мальками доради (*Sparus auratus*) середньою масою 0,2 г з води

протягом 22 днів. В аналогічному експерименті [127] досліджувалося засвоєння радіонуклідів калканом (*Psetta maxima*), що є різновидом камбали, масою $6,7 \pm 1,4$ г протягом 14 днів. В обох випадках забруднена радіонуклідами вода періодично оновлювалася для збереження постійної концентрації забруднення. Харчування риби відбувалося під час цих оновлень для уникнення потрапляння радіонуклідів в організм риби з їжею.

Моделювання процесу засвоєння радіоізоотопів кобальту ^{57}Co , марганцю ^{54}Mn і цезію ^{134}Cs рибою, згідно з умовами експериментів, відбувалося з застосуванням розробленої кінетично-алометричної моделі неоднорідного засвоєння забруднення в рибі (рис. 2.4). При цьому використовувалися значення денної величини проходження води через зябра риби K_w та швидкості виведення забруднення з кожної тканини риби $K_{0.5(i)}$, що є характерними для маси риби в кожному експерименті (див. табл. 2.1). Значення коефіцієнтів засвоєння даних радіонуклідів з води b_i були визначені в розділі 2.3.2. При цьому враховувалась здатність риби адсорбувати частину забруднення своєю поверхнею, що може бути важливим для кобальту і марганцю, які характеризуються великим значенням коефіцієнта розподілу між адсорбованою і розчинною фазами. Оскільки в рівняннях моделі (2.7) даний процес не описується, в розрахунках для засвоєння ^{57}Co і ^{54}Mn мальками доради приймалося $B_w = 0,005$, а для засвоєння цих радіонуклідів калканом $B_w = 0,002$, маючи на увазі, що риба малого розміру має більшу площу поверхні по відношенню до свого об'єму, ніж риба більшого розміру. Таким чином, враховується краща здатність адсорбувати забруднення з води рибою меншого розміру. Для цезію, що характеризується значно меншим коефіцієнтом розподілу між адсорбованою і розчиненою фазами, у порівнянні з кобальтом і марганцем [89], у розрахунках використовувалося стандартне значення параметру $B_w = 0,001$. Варто відмітити, що в природному середовищі, коли морські організми забруднюються одночасно з води і з їжі, такі зміни параметру B_w не матимуть помітного впливу на отриману концентрацію активності в рибі, оскільки внесок засвоєного забруднення з води є незначним у порівнянні з внеском через їжу [125]. З іншого боку,

параметризація адсорбції забруднюючих речовин поверхнею морських організмів може бути предметом наступних досліджень.

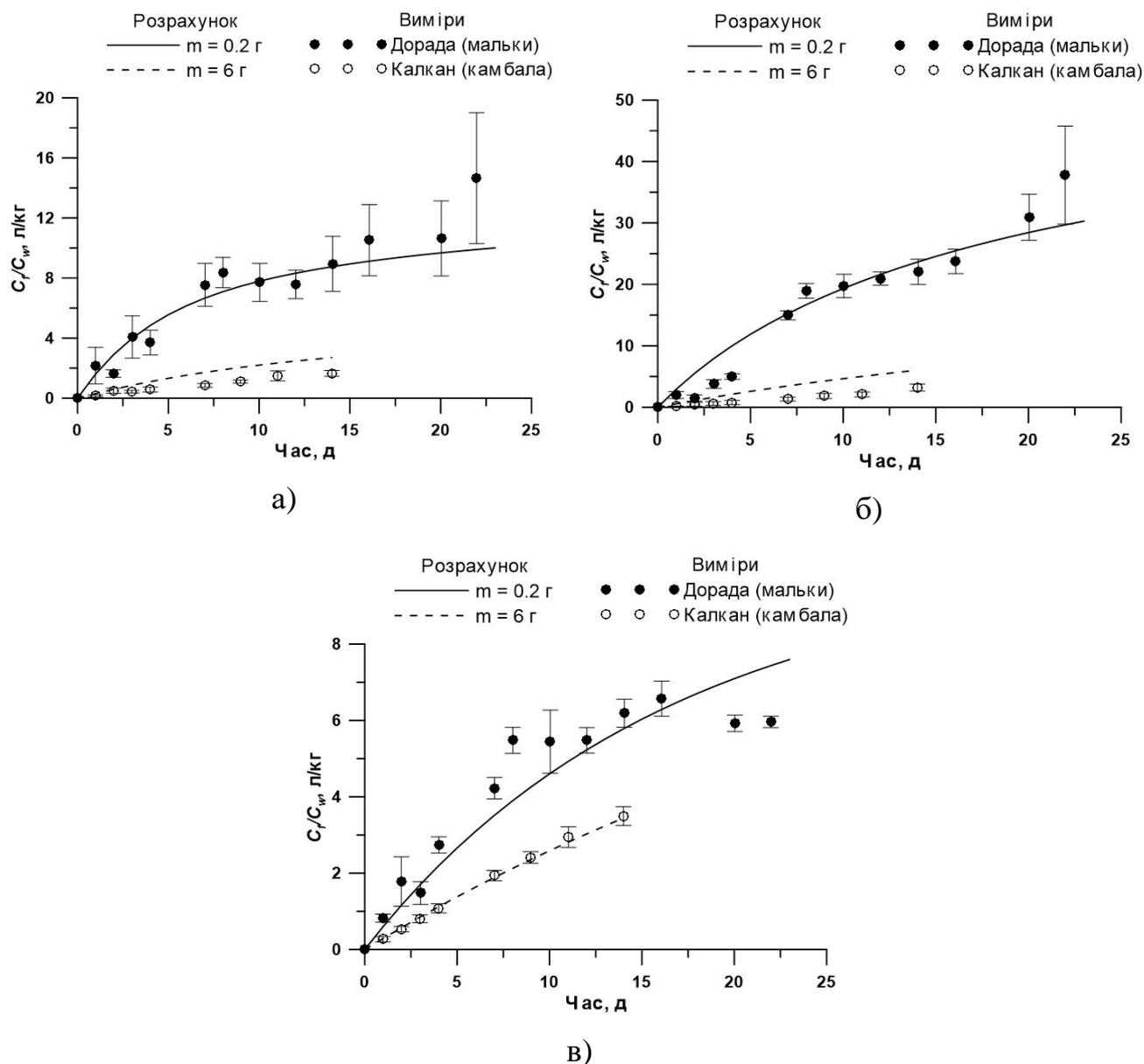


Рисунок 2.4 – Розраховані відношення концентрацій ^{57}Co (а), ^{54}Mn (б) і ^{134}Cs (в) в рибі до відповідних концентрацій у воді (лінії на графіках) та ці ж відношення, отримані в експериментах (точки з довірчими інтервалами), для мальків доради [124] і калкану [127]

Розрахована концентрація трьох радіонуклідів у рибі загалом узгоджується з вимірами (рис. 2.4). Це свідчить про правильний набір параметрів моделі, яку можна застосовувати як для риби різної маси, так і для опису процесу засвоєння радіонуклідів, біологічні властивості яких накопичуватися в організмі риби можуть бути різними. Для порівняння результатів моделювання з вимірами в експериментах, де концентрація забруднення у воді була різною, на рис. 2.4 використовується відношення концентрацій радіонуклідів в рибі C_f до відповідних концентрацій у воді C_w .

2.6.2 Засвоєння ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs рибою з їжі та їхнє виведення з організму

Експеримент по накопиченню трьох радіонуклідів в рибі протягом фази засвоєння та затуханню їхньої концентрації в організмі протягом фази виведення описаний в роботі [132]. У фазі засвоєння 10 особин молоді форелі (*Oncorhynchus mykiss*) масою $11,3 \pm 1,2$ г годувалися забрудненою їжею (мальками коропів) на протязі 42 днів. При цьому були вказані концентрації радіонуклідів ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs в коропах та добовий раціон форелі. Після фази засвоєння форелі давали незабруднену їжу протягом 73 днів, що склало фазу затухання. Періодично проводилися виміри концентрації радіонуклідів у всіх особинах форелі.

Даний експеримент проводився в річковій воді для прісноводних видів риби. Але оскільки забруднення надходило в організм лише з їжею, можна припустити, що низький вміст солей металів у воді, характерний для прісноводного середовища, не мав впливу на процеси засвоєння активності рибою, що можна було б очікувати при наявності розчиненого у воді забруднення. Тому відтворення засвоєння рибою радіоактивних ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs з їжі та їхнього виведення відбувалося за допомогою кінетично-алометричної моделі, розробленої для морських систем. При цьому використовувалися значення швидкості виведення забруднення з кожної тканини риби $K_{0.5(i)}$, характерні для даної маси риби. Вони були визначені на основі

алометричних співвідношень (2.10) і становили $K_{0.5(b)} = 0,003 \text{ д}^{-1}$, $K_{0.5(m)} = 0,021 \text{ д}^{-1}$, $K_{0.5(o)} = 0,084 \text{ д}^{-1}$, що відповідає біологічному часу напіввиведення забруднення з кісток, м'язів і органів риби на рівні 230, 33 і 8 днів, відповідно. Значення коефіцієнтів засвоєння даних радіонуклідів з їжі a_i для різних тканин були визначені в рамках розробки моделі (див. табл. 2.2).

Розрахована концентрація ^{60}Co в рибі узгоджується з вимірною (рис. 2.5 а) як для фази засвоєння забруднення, так і для фази його виведення. У випадку ^{54}Mn (рис. 2.5 б) було отримане добре узгодження у фазі засвоєння і дещо завищені значення концентрацій у фазі виведення. Хоча співвідношення між розрахованими і вимірними концентраціями не перевищує 2, що є прийнятним, беручи до уваги складність описаних процесів. Засвоєння рибою ^{60}Co і ^{54}Mn відрізняється від засвоєння ^{137}Cs , оскільки вони переважно накопичуються в різних тканинах (^{60}Co і ^{54}Mn накопичується в основному в органах, тоді як ^{137}Cs – в м'язах). Через це, добре узгодження розрахованих і вимірних концентрацій ^{137}Cs у рибі протягом фаз засвоєння і виведення (рис. 2.5 в) підтверджує правильність прийнятих в моделі узагальнень.

Застосування розробленої моделі до відтворення змін концентрації трьох радіонуклідів у молодій хижій рибі показало добре узгодження розрахованих і вимірних протягом експерименту концентрацій як для фази засвоєння забруднення, так і для фази його виведення з організму. Перевагою моделі є можливість її застосування для широкого спектру радіонуклідів, які переважно накопичуються в різних тканинах риби.

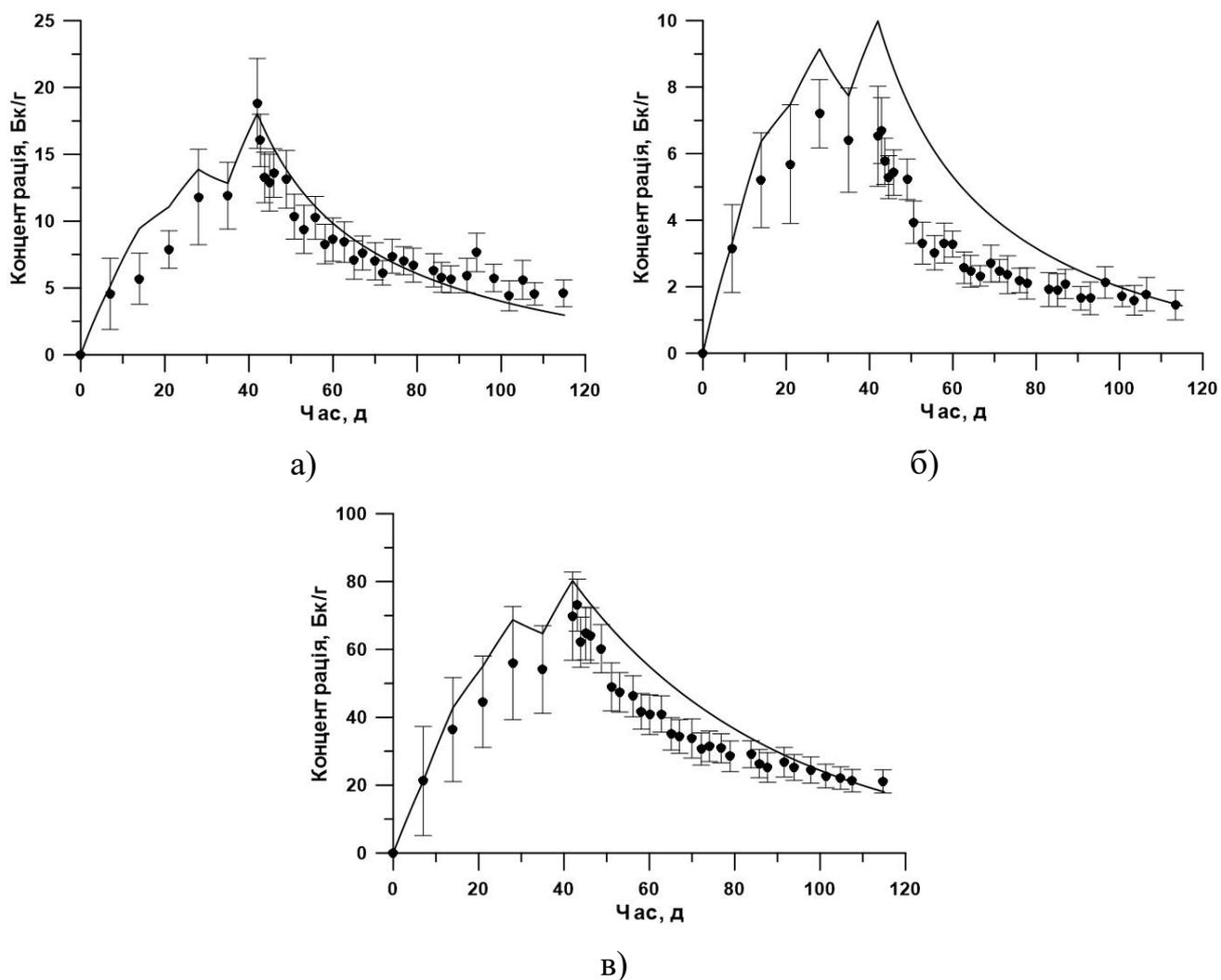


Рисунок 2.5 – Концентрація ^{60}Co (а), ^{54}Mn (б) і ^{137}Cs (в) в організмі риби (мальків форелі), розрахована за допомогою розробленої кінетично-алометричної моделі (лінії на графіках) та отримана в експерименті (точки з довірчими інтервалами), описаному в роботі [132]

2.7 Висновки до розділу 2

Розроблена нова кінетично-алометрична модель неоднорідного засвоєння забруднення рибою. Вона ґрунтується на хіміко-біологічних властивостях забруднюючих речовин накопичуватися в певних тканинах організму. Організм риби розглядається як сукупність комірок, розподілених на три групи тканин:

кістки, м'язи і органи, що мають суттєві відмінності в біологічному часі оновлення клітин. Вважається, що забруднення, яке виводиться з однієї тканини, не засвоюється іншою саме через значну відмінність у величині швидкості виведення забруднення з них. Отже, модель не описує потоки забруднення між тканинами риби, але дозволяє оцінювати внесок різних тканин у загальну концентрацію забруднюючої речовини.

У моделі враховується залежність основних параметрів, які описують процеси засвоєння забруднення з води і з їжі, а також процеси його виведення кожною тканиною, від маси риби. Згідно з загальним законом масштабування в біології, була прийнята залежність згаданих параметрів моделі від маси в степені $-1/4$. При цьому значення алометричних сталих визначалися на основі відомих експериментальних даних.

Співвідношення для коефіцієнтів ефективності засвоєння забруднюючих речовин різними тканинами організму були виведені з основних рівнянь моделі в умовах рівноваги між концентраціями забруднення у воді і в рибі та в припущенні, що забруднення, яке потрапляє в організм, розподіляється між тканинами незалежно від того як воно туди потрапило (з водою чи з їжею). Показано, що коефіцієнт ефективності засвоєння для кожної тканини залежить лише від типу забруднюючої речовини і не залежить від маси риби. Також отримано, що концентрація забруднення в організмі в рівноважних умовах може змінюватися лише при зміні його раціону і не залежить від маси організму.

Знайдене співвідношення для коефіцієнта трофічного переносу, який характеризує зміну концентрації забруднення в системі хижак – жертва. Показано, що лише цезій серед 9 розглянутих металів, для яких відомі необхідні для моделювання параметри, має властивість накопичуватись у ланцюжку живлення. Для інших елементів спостерігається зниження концентрації активності в ланцюжку живлення, що узгоджується з результатами досліджень інших авторів.

Проведений аналіз внеску всіх тканин у загальну концентрацію забруднення в рибі для радіонуклідів, які переважно накопичуються в різних тканинах. Показано, що у випадку, коли забруднююча речовина накопичується переважно в м'язовій

тканині, саме ця тканина відіграє домінуючу роль, а вмістом активності в інших тканинах можна нехтувати. Процес засвоєння забруднення, що накопичується переважно в кістковій тканині, відбувається дуже повільно. Характерний час накопичення такого забруднення становить близько одного року. Якщо забруднююча речовина накопичується переважно в органах, то їхній внесок в загальну концентрацію забруднення в рибі порівняний із внеском м'язової тканини. Це пов'язано з тим, що масова частка органів, в яких спостерігається висока концентрація забруднення, значно менша, ніж масова частка м'язів. Тому навіть низька концентрація забруднення в м'язовій тканині дає значний внесок в загальну концентрацію.

Представлене порівняння розрахованих концентрацій деяких радіонуклідів з даними відповідних лабораторних експериментів, описаних у різних роботах. Зокрема, в двох експериментах досліджувалося засвоєння рибою радіоактивних ізотопів ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{134}Cs з води, а в третьому – ізотопів ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs з їжі. Застосування розробленої моделі до відтворення змін концентрацій забруднення показало добре узгодження розрахованих і виміряних протягом кожного експерименту концентрацій. Крім того, кожен експеримент проводився для риби різної маси, що враховувалося в моделі за рахунок алометричних співвідношень. Таким чином, перевагою розробленої моделі є можливість її застосування для широкого спектру радіонуклідів, які можуть накопичуватися в різних тканинах риби, а також для різних видів риби різної маси.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботі [272].

РОЗДІЛ 3

ПЕРЕНОС ЗАБРУДНЕННЯ ЧЕРЕЗ ЛАНЦЮЖКИ ЖИВЛЕННЯ МОРСЬКИХ ОРГАНІЗМІВ У КАМЕРНІЙ МОДЕЛІ POSEIDON-R

У початковій версії камерна модель POSEIDON [28] була розроблена для оцінки радіологічних наслідків витоків різних радіонуклідів у морське середовище в умовах нормальної експлуатації атомних об'єктів. Для опису переносу радіонуклідів у воді і донних відкладеннях використовувався підхід, описаний в [26]. При цьому враховувався вплив дочірніх радіонуклідів, тобто тих, що утворилися в результаті радіоактивного розпаду. Для розрахунку концентрації радіонуклідів у морських організмах використовувався рівноважний підхід (див. розділ 1.6.2). Також модель давала оцінки доз внутрішнього опромінення населення за рахунок споживання морепродуктів.

Пізніше була розроблена динамічна модель переносу радіонуклідів по пелагічному ланцюжку живлення морських організмів BURN [98]. Вона дозволяє описувати засвоєння радіонуклідів морськими організмами в нерівноважних умовах, тобто в умовах аварійних витоків радіоактивності в морське середовище. В цій моделі морські організми об'єднуються у групи відповідно до їхнього положення в ланцюжку живлення. З іншого боку, радіонукліди комбінуються у групи, пов'язані з тканинами риб, в яких ці радіонукліди накопичуються (див. розділ 1.6.4). Такий підхід дозволяє використовувати обмежену кількість параметрів моделі. В результаті даної розробки оновлена модель увійшла в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS [4] під назвою POSEIDON-R [29].

Але аварія на АЕС Фукусіма-1 показала недоліки моделі, зокрема, відсутність донного ланцюжка живлення, відсутність параметризації потоків активності при ресуспензії донних відкладень, проблеми при врахуванні лише однієї тканини в рибі при описі засвоєння більшості радіонуклідів, відсутність оцінки доз зовнішнього опромінення людини при перебуванні на узбережжі чи у воді. В даному розділі приводиться детальний опис моделі з врахуванням усіх нових розробок і

вдосконалень. Таким чином, камерна модель POSEIDON-R в сучасному вигляді [133] дозволяє описувати перенос різних радіонуклідів у морському середовищі, починаючи від джерела забруднення і закінчуючи оцінками доз внутрішнього і зовнішнього опромінення людини через морські шляхи розповсюдження радіоактивності (рис. 3.1).

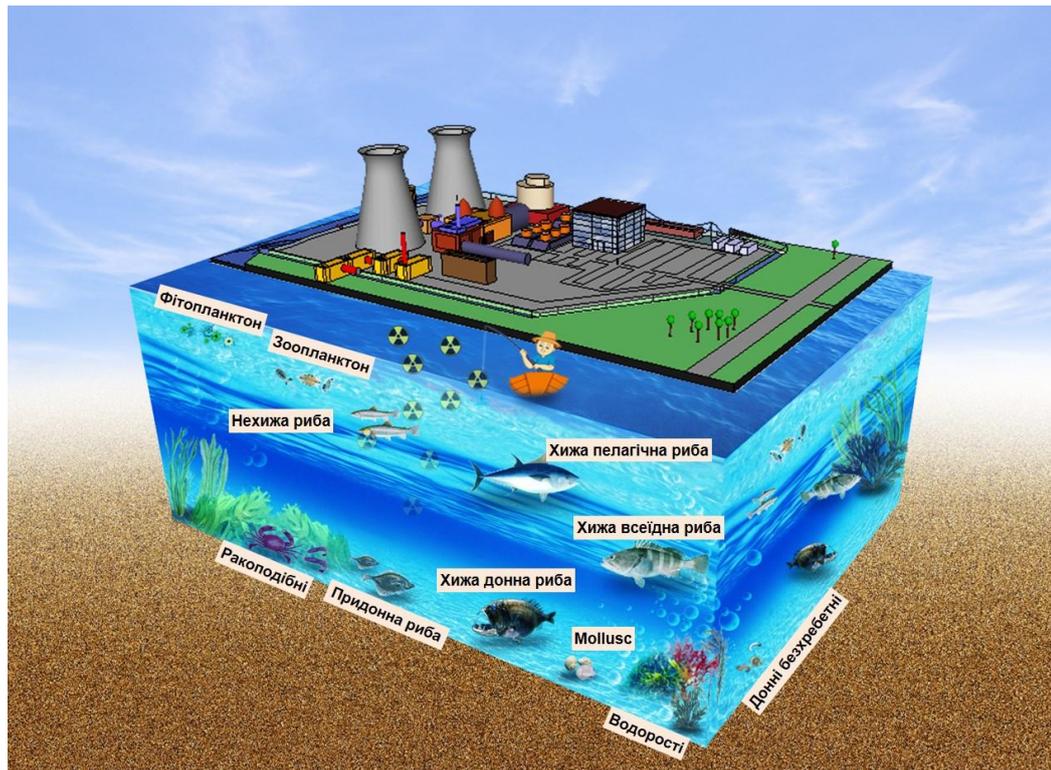


Рисунок 3.1 – Схематичне зображення розповсюдження радіоактивного забруднення в морському середовищі, його взаємодії з морськими організмами та шляхів впливу на людину

3.1 Перенос радіонуклідів у воді і донних відкладеннях

Модель POSEIDON-R описує морське середовище як систему камер різного розміру. Кожна з камер в моделі може містити будь-яку кількість вертикальних шарів води, забезпечуючи, таким чином, тривимірність системи (рис. 3.2). Також

вважається, що у воді існує постійна концентрація зважених частинок. Забруднення, що потрапило у воду, переноситься між камерами за допомогою течій і процесів турбулентної дифузії та переходить у донні відкладення в результаті сорбції зваженими у воді частинками, які з часом осідають на дно, та в результаті молекулярної дифузії між водою і дном.

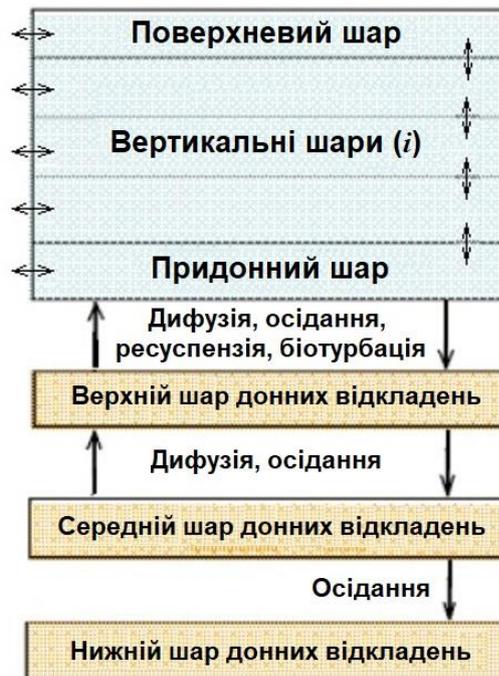


Рисунок 3.2 – Вертикальна структура камер у моделі POSEIDON-R. Стрілками показано напрямки обміну радіонуклідами між сусідніми камерами і шарами

Перенос радіоактивності в донних відкладеннях розглядається лише у вертикальному напрямку. При цьому кожна камера в моделі включає три шари донних відкладень. Обмін активністю між верхнім шаром донних відкладень і водою відбувається за рахунок дифузії, біотурбації (моделюється як дифузійний процес) та ресуспензії донних відкладень, яка формує додаткове джерело активності з верхнього шару донних відкладень у придонний шар води. Забруднення з верхнього шару донних відкладень дифундує в середній шар. Крім цього, враховується постійне осідання відкладень у нижні шари з швидкістю, що дорівнює

швидкості осідання частинок у товщі води. Повернення забруднення з середнього шару донних відкладень у верхній шар здійснюється лише за рахунок дифузії. Радіоактивність, яка осідає з середнього в нижній шар донних відкладень, вже ніколи не повертається вверх. Схематично структуру камери моделі POSEIDON-R, а також потоки радіоактивності між водними шарами, шарами донних відкладень та обміну з сусідніми камерами зображено на рис. 3.2.

Рівняння моделі POSEIDON-R отримуються в результаті інтегрування тривимірних рівнянь переносу радіонуклідів у воді і в різних шарах донних відкладень (див. розділ 1.3). При цьому вважається, що радіонукліди, адсорбовані зваженими частинками C_S , знаходяться в рівновазі з розчиненими радіонуклідами C_W , згідно з співвідношенням:

$$C_S = K_d C_W. \quad (3.1)$$

Отже, на основі принципів, викладених у розділі 1.4, рівняння моделі POSEIDON-R записуються у вигляді

для водних шарів:

$$\frac{\partial C_{0ik}}{\partial t} = \sum_m \sum_j \left[\frac{F_{jmk}}{V_{0ik}} C_{0jm} - \frac{F_{ijk}}{V_{0jm}} C_{0ik} \right] + \gamma_{0ik} C_{0(i+1)k} - (\gamma_{1ik} + \lambda) C_{0ik} + \frac{L_{r,k}}{h_{1k}} \gamma_{2k} C_{1k} + Q_{sik}; \quad (3.2)$$

для верхнього шару донних відкладень:

$$\frac{\partial C_{1k}}{\partial t} = -(\gamma_{2k} + \gamma_{3k} + \lambda) C_{1k} + \frac{h_{1k}}{L_{t,k}} \gamma_{1k} C_{01k} + \frac{L_{m,k}}{L_{t,k}} \gamma_{4k} C_{2k}; \quad (3.3)$$

для середнього шару донних відкладень:

$$\frac{\partial C_{2k}}{\partial t} = -(\gamma_{4k} + \gamma_{5k} + \lambda)C_{2k} + \frac{L_{1,k}}{L_{m,k}}\gamma_{3k}C_{1k}. \quad (3.4)$$

Тут C_{0ik} – усереднена концентрація радіонукліда у шарі води i камери k , $i = 1$ відноситься до придонного шару води, C_{1k} і C_{2k} – усереднена об'ємна концентрація радіонукліда у верхньому та середньому шарі донних відкладень камери k , відповідно, λ – стала радіоактивного розпаду, F_{ijkm} – потоки води з шару i камери k в шар j камери m , V_{0ik} і h_{ik} – об'єм і товщина i -того шару води в камері k , відповідно, $L_{1,k}$ і $L_{m,k}$ – товщини верхнього і середнього шару донних відкладень в камері k , відповідно, Q_{sik} – точкове джерело радіоактивності в i -тому шарі води камери k , $\gamma_{0ik} \dots \gamma_{5k}$ – коефіцієнти переносу для камери k , що описують:

γ_{0i} – перенос радіоактивності за рахунок осідання зважених у воді частинок з верхніх шарів води у нижні;

γ_1 – перенос радіоактивності за рахунок осідання зважених у воді частинок з придонного шару води у верхній шар донних відкладень;

γ_2 – перенос радіоактивності з верхнього шару донних відкладень у придонний шар води;

γ_3 – перенос радіоактивності з верхнього в середній шар донних відкладень;

γ_4 – перенос радіоактивності з середнього у верхній шар донних відкладень;

γ_5 – перенос радіоактивності з середнього в нижній шар донних відкладень.

Для поверхневого шару води дані коефіцієнти мають вигляд

$$\begin{aligned} \gamma_{0ik} &= 0, \\ \gamma_{1ik} &= \frac{K_d S S W_k}{h_{ik} (1 + K_d S S_k)}, \\ \gamma_{2k} &= 0. \end{aligned} \quad (3.5)$$

Для шарів у товщі води коефіцієнти визначаються як

$$\begin{aligned}
\gamma_{0ik} &= \frac{K_d SSW_k}{h_{ik} (1 + K_d SS_k)}, \\
\gamma_{1ik} &= \frac{K_d SSW_k}{h_{ik} (1 + K_d SS_k)}, \\
\gamma_{2k} &= 0.
\end{aligned} \tag{3.6}$$

Для придонних шарів води, які знаходяться безпосередньо над дном, та для донних відкладень коефіцієнти мають вигляд

$$\begin{aligned}
\gamma_{0ik} &= \frac{K_d SSW_k}{h_{ik} (1 + K_d SS_k)}, \\
\gamma_{1ik} &= \frac{1}{(1 + K_d SS_k)} \left[\frac{K_d SSW_k}{h_{ik}} + \frac{D}{L_{b,k} \min(L_{b,k}, L_{t,k})} + \frac{K_d SSW_k B_k}{L_{b,k} \min(L_{b,k}, L_{t,k})} \right], \\
\gamma_{2k} &= \frac{1}{R_k} \frac{D}{L_{t,k} \min(L_{b,k}, L_{t,k})} + \frac{(R_k - 1)}{R_k} \frac{B_k}{L_{t,k} \min(L_{b,k}, L_{t,k})} + \beta_0 \frac{|V_k|}{L_{t,k}}, \\
\gamma_{3k} &= \frac{R_k - 1}{R_k} \frac{SSW_k}{L_{t,k} (1 - \varepsilon_k) \rho_k} + \frac{1}{R_k} \frac{D}{L_{t,k} \min(L_{t,k}, L_{m,k})},
\end{aligned} \tag{3.7}$$

$$\gamma_{4k} = \frac{1}{R} \frac{D}{L_{m,k} \min(L_{t,k}, L_{m,k})},$$

$$\gamma_{5k} = \frac{(R_k - 1)}{R_k} \frac{SSW_k}{L_{m,k} (1 - \varepsilon_k) \rho_k},$$

де параметр R_k визначається як

$$R_k = 1 + \frac{\rho_k (1 - \varepsilon_k)}{\varepsilon_k} K_d. \tag{3.8}$$

Тут $L_{b,k}$ – товщина придонного граничного шару у воді в камері k , SS_k – концентрація зважених у воді частинок в камері k , яка може бути отримана з даних вимірювань або з результатів моделювання, W_{gk} – швидкість осідання частинок в камері k як функція їхнього розміру, $SSW_k = SS_k \cdot W_{gk}$ – постійний потік осідання частинок в камері k , D – коефіцієнт вертикальної дифузії частинок у дні, B_k – коефіцієнт біотурбації у верхньому шарі донних відкладень камери k , ε_k і ρ_k – пористість і густина частинок донних відкладень у камері k , відповідно.

Масова концентрація активності радіонукліда у верхньому і середньому шарах донних відкладень \tilde{C}_{1k} і \tilde{C}_{2k} (Бк кг⁻¹) відповідно, розраховується як

$$\tilde{C}_{1k} = \frac{C_{1k}}{\rho_k(1-\varepsilon_k)}, \quad \tilde{C}_{2k} = \frac{C_{2k}}{\rho_k(1-\varepsilon_k)}. \quad (3.9)$$

У роботах [38, 133] показано, що стандартна параметризація обміну активністю між водою і донними відкладеннями, яка включає тільки процеси сорбції/десорбції, молекулярної дифузії і біотурбації, занижує потоки активності в прибережних районах Японії, які характеризуються інтенсивними течіями, та в Ірландському і Північному морях, де спостерігаються сильні припливні течії. Існує кілька можливих механізмів, які відповідають за зміну концентрації забруднення у верхньому шарі донних відкладень. Згідно з [134], вертикальний перенос ¹³⁷Cs за рахунок ресуспензії забруднених донних відкладень та їх повторного осідання під дією течій, хвиль, а також десорбції в порову воду і біотурбації може приводити до зниження концентрації ¹³⁷Cs у верхньому шарі донних відкладень. Також у роботі [135] відзначено, що ресуспензія і просторовий перенос мілких фракцій донних відкладень можуть змінювати розподіл радіоактивності на дні. Спрощене представлення механізмів обміну в верхньому шарі донних відкладень не дозволяє описувати згадані явища в моделі POSEIDON-R. Через це в моделі була розроблена параметризація процесів ресуспензії, що дозволяє краще описати процеси очищення забруднених донних відкладень.

У моделі POSEIDON-R даний процес був описаний як додатковий потік активності з верхнього шару донних відкладень у воду (останній доданок коефіцієнта γ_2 в рівнянні 3.7), пропорційний до придонних швидкостей у мілких камерах. Параметр β_0 був оцінений як $2 \cdot 10^{-8}$ і $4 \cdot 10^{-8}$ для морів без наявності сильних припливних течій і з ними, відповідно. $|V_k|$ – модуль придонної швидкості в камері k , що визначається як відношення суми всіх потоків води F_{kn} між придонним шаром камери k та водними шарами з сусідніх камер до площі бічних граней, що розділяють ці камерами, S_{kn} :

$$|V_k| = \frac{\sum_n F_{kn}}{\sum_n S_{kn}}. \quad (3.10)$$

У результаті радіоактивного розпаду деяких радіонуклідів можуть утворюватися так звані дочірні радіонукліди. Це враховується в моделі POSEIDON-R. Рівняння для дочірніх радіонуклідів мають такий самий вигляд, як і рівняння (3.2-3.4), але з іншим періодом напіврозпаду, характерним для даного дочірнього радіонукліда, і джерелом, яке описує появу дочірнього радіонукліда в результаті розпаду основного.

3.2 Динамічна модель накопичення радіонуклідів у морських організмах

Засвоєння радіонуклідів морськими організмами відбувається безпосередньо з води, а також у результаті споживання забрудненої їжі в ланцюжку живлення. Оскільки неможливо, а в більшості випадків і не потрібно, описувати накопичення радіонуклідів у кожному виді морських організмів, у моделі морські організми діляться на групи в залежності від біологічного типу та положення в ланцюжку живлення. Зрозуміло, що у всіх групах розмір і маса організмів змінюється неперервно в межах певного проміжку. В моделі кожна група організмів

характеризується деякою масою, для якої і визначаються всі необхідні параметри. Це обмежує кількість параметрів, необхідних для опису накопичення радіонуклідів у морських організмах та їхньої міграції по ланцюжку живлення. Такий стандартний набір вхідних параметрів дозволяє уникнути необхідності збирати специфічні і залежні від області моделювання дані для різних видів організмів і для кожного радіонукліда окремо, що зазвичай робиться в складних екологічних моделях.

3.2.1 Пелагічний і придонний ланцюжки живлення

У початковій версії моделі BURN-POSEIDON [98] розглядався лише пелагічний ланцюжок живлення, що включав фітопланктон, зоопланктон, нехижу і хижу риби, моллюски, ракоподібні та водорості (див. розділ 1.6.4). Проте після аварії на АЕС Фукусіма-1 була показана важливість врахування і донного ланцюжка живлення [38, 136, 137], який зумовлює забруднення морських організмів радіоактивністю в довгостроковій перспективі, коли вода практично очищується за рахунок течій та процесів перемішування і розчинення, а донні відкладення залишаються забрудненими ще протягом тривалого часу.

Через це модель POSEIDON-R була доповнена групами морських організмів, які формують донний ланцюжок живлення. При цьому реалізуються наступні шляхи міграції радіонуклідів. Донні безхребетні організми споживають органічну фракцію донних відкладень, яка перебуває в рівновазі з неорганічною. Вважається, що концентрація активності в органічній фракції пропорційна до концентрації у верхньому (активному) шарі донних відкладень з коефіцієнтом пропорційності, який залежить від вмісту органічної фракції і знаходиться в межах 1-5% [138]. До донної органіки відносяться рештки відмерлих організмів, що осіли на дно, а також бактерії та інші мікроорганізми в донних відкладеннях. Придонна риба харчується як донними безхребетними організмами, так і органічною фракцією донних відкладень, про що свідчать дослідження вмісту шлунків деяких донних риб [139].

До раціону донних хижаків входять різні типи безхребетних організмів та придонні риби. Також у моделі розглядаються прибережні хижаки як тип, що харчується пелагічними і донними організмами в прибережній області. Схематично шляхи переносу радіонуклідів по ланцюжках живлення зображено на рис. 3.3.

Через швидкий метаболізм фітопланктону концентрація радіонуклідів у ньому C_{ph} розраховується з використанням концентраційного фактору [89], що передбачає моментальне засвоєння радіонукліда фітопланктоном і встановлення рівноважної концентрації з певним коефіцієнтом відносно води, який залежить від радіонукліда:

$$C_{ph} = CF_{ph} \cdot C_w, \quad (3.11)$$

де CF_{ph} – концентраційний фактор фітопланктону.

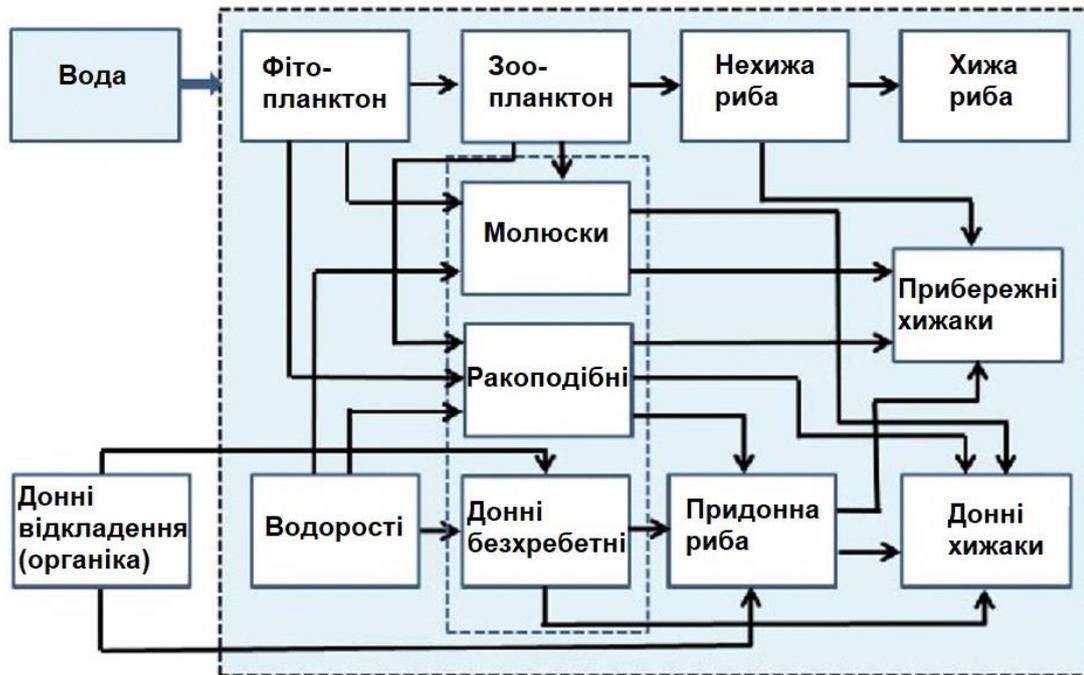


Рисунок 3.3 – Схематичне зображення ланцюжків живлення в моделі POSEIDON-R. Стрілками показано напрямки переносу радіонуклідів між організмами за рахунок їхнього споживання один одним

При розрахунку концентрації активності у водоростях C_{alg} , які засвоюють радіонукліди виключно з води, час затримки радіонукліда в рослині вже не можна ігнорувати. Тому для водоростей використовується рівняння, що описує засвоєння радіонукліда з води і виведення його за рахунок біологічного оновлення клітин рослини:

$$\frac{dC_{alg}}{dt} = (CF_{alg} \cdot C_w - C_{alg}) \cdot \frac{\ln 2}{T_{0.5(alg)}}, \quad (3.12)$$

де CF_{alg} – концентраційний фактор водоростей, $T_{0.5(alg)}$ – біологічний час напіввиведення радіонуклідів з водоростей.

Концентрація активності в інших організмах, крім риби, описується диференціальними рівняннями, які відповідають за однорідний розподіл забруднення

$$\frac{dC}{dt} = aK_f C_f + bK_w C_w - \frac{\ln 2}{T_{0.5}} C, \quad (3.13)$$

де C – концентрація радіонукліда в певному типі морських організмів, C_f – концентрація радіонукліда в їжі цього організму, a – коефіцієнт засвоєння радіонукліда з їжі, K_f – денна величина споживання їжі, b – коефіцієнт засвоєння радіонукліда з води, K_w – кількість води, що проходить через організм за день; $T_{0.5}$ – біологічний час напіввиведення радіонукліда з організму. Значення даних параметрів моделі приведені в таблиці 3.1. Вони були отримані з публікацій [100, 140-142].

Для риби, в загальному випадку, застосовується кінетично-алометрична модель засвоєння забруднення, розглянута в попередньому розділі роботи. Але в окремих випадках можливе застосування спрощеного підходу, як це описано в наступному пункті даного розділу.

Таблиця 3.1 – Параметри динамічної моделі накопичення радіонуклідів

<i>i</i>	Організм	Параметр						
		<i>m</i> , кг	<i>drw</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>K_w</i> (м ³ (кг д) ⁻¹)	<i>K_f</i> (д ⁻¹)	<i>T_{0.5}</i> (д)
0	Донна органіка	-	0.1	-	-	-	-	-
1	Фітопланктон	-	0.1	-	-	-	-	-
2	Зоопланктон	1.0·10 ⁻⁵	0.1	0.2	0.001	1.5	1.0	5
3	Нехижа риба	0.2	0.25	Розділ 2.3.2		Табл. 2.1		
4	Хижа риба	4.0	0.3	Розділ 2.3.2		Табл. 2.1		
5	Водорості	0.1	0.1	-	-	-	-	60
6	Донні безхребетні	0.001	0.1	0.3	0.001	0.1	0.02	15
7	Молюски	0.1	0.1	0.5	0.001	0.15	0.06	50
8	Ракоподібні	1.0	0.1	0.5	0.001	0.1	0.015	100
9	Придонна риба	0.2	0.25	Розділ 2.3.2		Табл. 2.1		
10	Донні хижаки	4.0	0.3	Розділ 2.3.2		Табл. 2.1		
11	Прибережні хижаки	4.0	0.3	Розділ 2.3.2		Табл. 2.1		

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

$$C_f = \sum_{i=0}^n C_{prey,i} P_{prey,i} \frac{drw_{pred}}{drw_{prey,i}}, \quad (3.14)$$

де $C_{prey,i}$ – концентрація радіонукліда 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. Індекс “0” відноситься до органічної фракції донних відкладень. Раціон організмів представлений в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Раціон організмів, прийнятий в моделі

“Хижак” “Жертва”		2	3	4	6	7	8	9	10	11
0					0.5			0.1		
1		1.0				0.6	0.1			
2			1.0			0.2	0.8			
3				1.0						0.2
5					0.5	0.2	0.1			
6								0.7	0.3	0.25
7								0.1	0.2	0.1
8								0.1	0.2	0.2
9									0.3	0.25

3.2.2 Однорідне і неоднорідне накопичення активності в рибі

Найчастіше моделювання переносу забруднення в морському середовищі та його засвоєння рибою стосується радіоактивних ізотопів цезію ($^{134,137}\text{Cs}$). Це пов'язано з тим, що цезій є одним з основних продуктів ядерних реакцій, він має великий період напіврозпаду, переноситься на великі відстані при потраплянні в атмосферу, добре розчинний у воді і накопичується в ланцюжку живлення (див. розділ 2.4). Саме тому у випадку аварійних ситуацій він дає найбільший внесок в дозу опромінення, отриману через водні шляхи, для максимальної кількості людей. Як було показано в розділі 2.5 (рис. 2.1), для цезію, що переважно накопичується в м'язовій тканині, його вмістом в інших тканинах можна знехтувати. Тому, як правило, вважається, що цезій рівномірно розподіляється в організмі риби. Через це в моделі POSEIDON-R концентрація ізотопів цезію у всіх типах риби розраховується з використанням рівняння (3.13), в якому біологічний час

напіввиведення радіонукліда з організму $T_{0.5}$ відноситься до м'язової тканини. Такий підхід показав добре узгодження розрахованих концентрацій ^{137}Cs у морських організмах з вимірами для різних областей Світового океану [33, 38, 119, 143]. Це також дозволяє суттєво зменшити час розрахунку у порівнянні з застосуванням кінетично-алометричної моделі, що може бути важливим при необхідності надання оцінок забруднення морських організмів в аварійних ситуаціях.

Що стосується інших радіонуклідів, які потрапляють у навколишнє середовище при експлуатації атомних об'єктів у нормальних умовах чи внаслідок аварійних ситуацій, застосування рівняння (3.13) може приводити до суттєвого заниження розрахованих концентрацій [34]. У цьому випадку необхідно враховувати внесок різних тканин у загальну концентрацію активності, згідно з кінетично-алометричною моделлю неоднорідного засвоєння забруднення в рибі (див. розділ 2). Приклади застосування цієї моделі, інтегрованої в камерну модель POSEIDON-R як для витоків при нормальній роботі АЕС, так і для аварійних ситуацій представлені в наступних розділах роботи.

3.3 Зміна швидкості засвоєння радіоактивних цезію і стронцію в морських організмах у розпрісненій воді

Відомо, що в морському середовищі засвоєння деяких радіонуклідів живими організмами зменшується за рахунок присутності конкуруючих іонів у воді. Конкуруючим іоном для засвоєння радіоактивного цезію є іон калію K^+ через схожість хімічних властивостей (ці два елементи знаходяться в одній групі таблиці Менделєєва). Оскільки цезій потрапляє в ланцюжок живлення в основному через найнижчу ланку (засвоєння цезію організмами через воду грає другорядну роль), визначальним параметром є концентраційний фактор фітопланктону та водоростей. У даній роботі для опису залежності концентраційного фактору від вмісту іонів калію у водному середовищі вводиться поправочний коефіцієнт F_K , який

виражається через електрохімічні співвідношення, отримані в лабораторних експериментах з морськими рослинами (формула Нернста):

$$F_K = \frac{0.05}{\exp\left(0.73 \ln\left(\frac{K^+}{39.1}\right) - \frac{1220}{\Theta}\right)}, \quad (3.15)$$

де K^+ – концентрація іонів калію (мг/л), Θ – температура (К). Проте концентрація іонів калію в морській воді не завжди відома. Значно простіше користуватися значенням загальної солоності, виразивши через неї концентрацію іонів калію:

$$K^+ = 11.6 \cdot S - 4.28, \quad (3.16)$$

де S – солоність води (г/л). Дане співвідношення справедливе при $S > 0,14$.

Тоді концентраційні фактори для фітопланктону і водоростей матимуть вигляд

$$CF_{ph} = F_K \cdot CF_{ph}^*, \quad CF_{alg} = F_K \cdot CF_{alg}^*, \quad (3.17)$$

де $CF_{ph}^* = 20$ л/кг, $CF_{alg}^* = 50$ л/кг – стандартні концентраційні фактори ^{137}Cs у морському середовищі [89]. Вперше даний підхід було запропоновано в роботі [121] і протестовано на даних вимірювань в Дніпро-Бузькому лимані [144].

Для радіоактивного ізотопу стронцію ^{90}Sr конкуруючим іоном є Ca^{2+} (вони знаходяться в одній групі таблиці Менделєєва). Засвоєння стронцію з води через мембрани і зябра відіграє важливішу роль, порівняно з цезієм. Причиною цього є незначне поширення стронцію через ланцюжок живлення в зв'язку з тим, що він накопичується в основному в кістках риб. Тому для врахування впливу концентрації конкуруючих іонів на засвоєння ^{90}Sr морськими організмами в моделі коефіцієнт

засвоєння радіонукліда з води b виражається через емпіричні співвідношення на основі виміряних рівноважних рівнів у морському середовищі:

$$b = 0.1(11.6 \cdot S + 9.5)^{-1.35}. \quad (3.18)$$

Формулу (3.18) можна застосовувати при $S > 0,5$.

3.4 Джерела радіонуклідів, що розглядаються в моделі

В моделі POSEIDON-R описується розповсюдження радіонуклідів, що потрапили в морське середовище в результаті:

- 1) атмосферного випадіння безпосередньо на поверхню води;
- 2) стоку через річкову систему радіонуклідів, що випали з атмосфери на земну поверхню;
- 3) регулярних чи аварійних витоків, пов'язаних з діяльністю атомних об'єктів, розташованих безпосередньо на березі моря або в глибині материка на березі річки;
- 4) аварійного витоку в будь якій точці розрахункової області (наприклад, пов'язаного з аварією на атомному підводному човні).

Для прибережних витоків корисно отримати більш детальний опис розповсюдження радіоактивності навколо джерела забруднення. Для цього в моделі передбачене створення додаткової «прибережної» камери, вкладеної в звичайну «регіональну» камеру, куди здійснюється витік. Існують певні обмеження для даного підходу: а) прибережна камера може мати лише один вертикальний шар у товщі води; б) прибережна камера взаємодіє лише з поверхневим шаром оточуючої регіональної камери, тому глибина прибережної камери не може перевищувати товщини поверхневого шару регіональної камери; в) потоки води між прибережною і відповідною регіональною камерами повинні бути рівні в обох напрямках; г) лише

одна прибережна камера може бути створена в кожній регіональній камері; д) в прибережній камері може бути лише одне змінне в часі джерело радіоактивності (у випадку кількох джерел, потрібно задавати суму їхнього витоку, яка також може бути змінною в часі).

Розглядаючи розповсюдження радіоактивності у прибережній камері, потрібно враховували, що в таких локальних масштабах починає відігравати роль випадкова міграція риби, яка переміщується на деякі відстані в пошуках їжі. З цією метою у праву частину рівнянь (2.7) при неоднорідному або у праву частину рівняння (3.13) при однорідному накопиченні забруднення вводиться новий дифузійний член $(C^{reg} - C^{coast})/T_{migr}$ для прибережної камери і $-(C^{reg} - C^{coast})/(\delta T_{migr})$ для відповідної регіональної камери. Тут T_{migr} – характерний час міграції риби між прибережною (*coast*) і регіональною (*reg*) камерами, що залежить від розмірів прибережної камери і виду риби; δ – відношення об'єму регіональної камери до об'єму прибережної камери.

Також у моделі POSEIDON-R є можливість описувати розповсюдження радіоактивності з точкових джерел, що знаходяться у відкритому океані (наприклад, затонулих кораблів, атомних підводних човнів чи захоронених ядерних відходів). У такому випадку навколо джерела радіоактивності створюється «локальна» камера, яка характеризується наступними властивостями: а) локальна камера може бути розміщена в будь-якій регіональній камері на будь-якій глибині; б) об'єм і глибина локальної камери задаються пропорційними відповідним параметрам зовнішньої регіональної камери; в) як і у випадку прибережної камери, потоки води між локальною і відповідною регіональною камерами задаються рівними в обох напрямках.

3.5 Чисельний розв'язок рівнянь моделі

Усі процеси в моделі описуються звичайними диференціальними рівняннями першого порядку, які можна записати у векторно-матричному вигляді

$$\frac{d\mathbf{C}}{dt} = A\mathbf{C} + \mathbf{Q}_{re}, \quad (3.19)$$

де \mathbf{C} – вектор концентрацій, A – матриця коефіцієнтів, яка включає значення потоків води між камерами, параметри ланцюжків живлення та ін., \mathbf{Q}_{re} – вектор джерела радіоактивності. При ступінчатій зміні з часом джерела радіоактивності можна застосовувати матрично-експоненціальний метод [145], який дає точний розв'язок системи рівнянь (3.19). При цьому величина часового кроку при чисельному розв'язку визначається часом, протягом якого джерело залишається постійним. Нижче приведений короткий опис даного методу.

Однорідне матричне рівняння

$$\frac{d\mathbf{C}}{dt} = A\mathbf{C} \quad (3.20)$$

має розв'язок:

$$\mathbf{C}(t) = e^{At} \mathbf{C}(0). \quad (3.21)$$

Протягом розрахункового часового проміжку (t_n, t_{n+1}) цей розв'язок можна записати у вигляді

$$\mathbf{C}_{n+1} = e^{A\Delta t} \mathbf{C}_n, \quad (3.22)$$

або, позначивши часовий крок змінною τ ,

$$\mathbf{C}(t_n + \tau) = e^{A\tau} \mathbf{C}(t_n). \quad (3.23)$$

Матрична експонента $e^{A\tau}$ представляється у вигляді ряду Тейлора

$$e^{A\tau} = I + A\tau + \frac{(A\tau)^2}{2!} + \frac{(A\tau)^3}{3!} + \dots + \frac{(A\tau)^k}{k!}, \quad (3.24)$$

де I – одинична матриця (діагональні елементи = 1, інші елементи = 0) з тією ж кількістю рядків і колонок, що і матриця A .

Розв'язок неоднорідної системи рівнянь (3.19) можна записати в загальному вигляді:

$$\mathbf{C}(t_n + \tau) = e^{A\tau} \mathbf{C}(t_n) + e^{A(t_n+\tau)} \int_{t_n}^{t_n+\tau} e^{-At} \mathbf{Q}(t) dt. \quad (3.25)$$

При цьому у випадку постійного значення \mathbf{Q} в межах часового кроку точний розв'язок матиме вигляд

$$\mathbf{C}(t_n + \tau) = e^{A\tau} \mathbf{C}(t_n) + (e^{A\tau} - I) A^{-1} \mathbf{Q}(t_n). \quad (3.26)$$

Рівняння (3.26) є основним рівнянням матрично-експоненційного методу, де A^{-1} позначає обернену матрицю до A (тобто $A^{-1}A = AA^{-1} = I$).

Разом з миттєвими значеннями концентрації радіонукліда C існує необхідність розраховувати сумарні за певний час концентрації IC для оцінок ефективної поглинутої дози:

$$IC(t_n + \tau) = \int_0^{t_n+\tau} C(t) dt, \quad (3.27)$$

$$IC(t_n + \tau) = \int_0^{t_n} C(t)dt + \int_{t_n}^{t_n + \tau} C(t)dt = IC(t_n) + \int_{t_n}^{t_n + \tau} C(t)dt. \quad (3.28)$$

Оскільки для $t \in (t_n; t_n + \tau)$

$$C(t) = e^{A(t-t_n)} C(t_n) + (e^{A(t-t_n)} - I) A^{-1} Q(t_n), \quad (3.29)$$

то

$$\begin{aligned} IC(t_n + \tau) &= IC(t_n) + \int_{t_n}^{t_n + \tau} (e^{A(t-t_n)} C(t_n) + (e^{A(t-t_n)} - I) A^{-1} Q(t_n)) dt = \\ &= IC(t_n) + C(t_n) \int_{t_n}^{t_n + \tau} e^{A(t-t_n)} dt + \int_{t_n}^{t_n + \tau} (e^{A(t-t_n)} - I) A^{-1} Q(t_n) dt = \\ &= IC(t_n) + C(t_n) (e^{A(t-t_n)} A^{-1}) \Big|_{t_n}^{t_n + \tau} + (e^{A(t-t_n)} A^{-1} - I t) \Big|_{t_n}^{t_n + \tau} A^{-1} Q(t_n) = \\ &= IC(t_n) + C(t_n) (e^{A\tau} - I) A^{-1} + ((e^{A\tau} - I) A^{-1} - I\tau) A^{-1} Q(t_n). \end{aligned} \quad (3.30)$$

Ввівши позначення для матриць:

$$E1(\tau) := e^{A\tau}, \quad (3.31)$$

$$E2(\tau) := (e^{A\tau} - I) A^{-1}, \quad (3.32)$$

$$E3(\tau) := ((e^{A\tau} - I) A^{-1} - \tau I) A^{-1}, \quad (3.33)$$

рівняння (3.26) і (3.30) можна записати у вигляді

$$\begin{aligned} C(t_n + \tau) &= E1(\tau) C(t_n) + E2(\tau) Q(t_n), \\ IC(t_n + \tau) &= IC(t_n) + E2(\tau) C(t_n) + E3(\tau) Q(t_n). \end{aligned} \quad (3.34)$$

Матриці $E1$, $E2$ і $E3$ пов'язані рекурентним співвідношенням:

$$\begin{aligned} E1(\tau) &= E2(\tau)A + I, \\ E2(\tau) &= E3(\tau)A + \tau I, \\ E3(\tau) &= \tau^2 \sum_{k=0}^{\infty} \frac{(A\tau)^k}{(k+2)!}. \end{aligned} \quad (3.35)$$

При цьому нескінченний ряд (3.35) може бути замінений скінченною сумою з заданою точністю (ряд переривається, коли наступний член суми менший, ніж потрібна точність).

Перевагою даного методу є те, що в ньому відсутні похибки, пов'язані з апроксимацією диференціальних рівнянь системою лінійних рівнянь за певною схемою, як це звичайно буває при чисельному розв'язку диференціальних рівнянь. Точність розв'язку в нашому випадку визначається користувачем за рахунок переривання нескінченного числового ряду (4.35).

3.6 Розрахунок доз для людини і морських організмів від різних джерел опромінення

Модель POSEIDON-R дає можливість оцінювати індивідуальні і колективні дози опромінення населення в результаті регулярних чи аварійних витоків радіонуклідів у морське середовище. Це є важливим для систем комп'ютерної підтримки рішень, в яких необхідність застосування контрзаходів визначається саме на основі оцінок можливих доз опромінення населення (див. розділ 7). У моделі враховуються дози від внутрішнього опромінення за рахунок споживання забруднених морепродуктів і вдихання розпиленої в повітрі морської води та зовнішнього опромінення за рахунок перебування на пляжі та плавання в човні чи безпосередньо у воді (рис. 3.4).



Рисунок 3.4 – Шляхи опромінення населення, згідно з [146], що розглядаються в моделі POSEIDON-R, у результаті витоку радіоактивності в море

3.6.1 Дози внутрішнього опромінення

Індивідуальна доза опромінення людини за рік у результаті споживання 8 категорій (f) морепродуктів (хижа і нехижа пелагічна риба, придонна риба, донні і прибережні хижаки, молюски, ракоподібні і водорості) $E_{seafood,k}$ для k -тої камери розраховується як

$$E_{seafood,k} = DC_{ing} \left(\sum_{f=1}^8 IC_{f,k} CR_{f,k} \right), \quad (3.36)$$

де $IC_{f,k}$ – інтегрована за рік концентрація радіонукліда (сума концентрацій, помножених на проміжки часу, протягом яких ці концентрації були постійними, в межах даного року) в морепродукті типу f , $CR_{f,k}$ – величина річного споживання морепродукту типу f (характерна для середньостатистичної людини або для людини, що належить до певної контрольної групи, наприклад до риболовів), DC_{ing} – дозовий коефіцієнт від споживання морепродуктів [13].

Індивідуальна доза опромінення людини за рік у результаті вдихання розпиленої в повітрі морської води $E_{inh,k}$ для k -тої камери розраховується як

$$E_{inh,k} = DC_{inh} C_{air,k} R_{inh} T_{inh}, \quad (3.37)$$

де $C_{air,k}$ – концентрація радіонукліда в повітрі на заданій відстані від берега моря, що розраховується на основі концентрації цього радіонукліда у воді за допомогою емпіричних співвідношень, R_{inh} – об'єм повітря, що вдихається людиною протягом року (як правило, використовується величина $0,83 \text{ м}^3/\text{год}$), T_{inh} – кількість годин протягом року, проведених на заданій відстані від берега моря, DC_{inh} – дозовий коефіцієнт від вдихання радіонукліда [13].

3.6.2 Дози зовнішнього опромінення

Індивідуальна доза опромінення людини за рік у результаті перебування на пляжі $E_{beach,k}$ для k -тої камери розраховується як

$$E_{beach,k} = DC_{soil} \frac{\bar{C}_{1,k}}{60} T_{beach}, \quad (3.38)$$

де $\bar{C}_{1,k}$ – поверхнева активність радіонукліда ($\text{Бк}/\text{м}^2$) в донних відкладеннях, що знаходяться на суші і контактують з водою (внаслідок дії хвиль чи припливів), 60 – поверхнева густина ($\text{кг}/\text{м}^2$) донних відкладень, DC_{soil} – дозовий коефіцієнт для зовнішнього опромінення [13], T_{beach} – кількість годин протягом року, проведених на пляжі.

Індивідуальна доза опромінення людини за рік у результаті перебування у воді (плавання) $E_{swim,k}$ для k -тої камери розраховується як

$$E_{swim,k} = DC_{subm} C_{w,k} T_{swim}, \quad (3.39)$$

де $C_{w,k}$ – концентрація радіонукліда в поверхневому шарі води, DC_{subm} – дозовий коефіцієнт при повному зануренні в воду [13], T_{swim} – кількість годин протягом року, проведених у морській воді.

Індивідуальна доза опромінення людини за рік у результаті плавання в човні $E_{boat,k}$ для k -тої камери описується аналогічно

$$E_{boat,k} = 0.5 DC_{subm} C_{w,k} T_{boat}, \quad (3.40)$$

де T_{boat} – кількість годин протягом року, проведених, плаваючи у човні. Припускається, що плаваючи у човні, людина отримує половину дози у порівнянні з повним зануренням, оскільки при цьому враховується лише опромінення від води, яка знаходиться під човном.

Загальна індивідуальна доза розраховується в результаті сумування доз, отриманих від усіх способів опромінення.

3.6.3 Колективні дози опромінення населення

Колективна доза опромінення відповідає сумарній дозі, отриманій групою людей. Вона найчастіше оцінюється для населення певної країни. Вважається, що саме колективна доза пов'язана зі зростанням статистичних показників погіршення здоров'я людини. Наприклад, від величини колективної дози залежить збільшення ризику захворювання онкологічними хворобами, виникнення генетичних мутацій і, навіть, смерті. Але це стосується не конкретної людини, а населення в цілому. Тобто збільшується статистика виникнення описаних подій серед населення певної країни.

В моделі POSEIDON-R колективна доза від споживання забруднених морепродуктів $EC_{seafood}$ розраховується як

$$EC_{seafood} = DC_{ing} \sum_{k=1}^n \left(\sum_{f=1}^8 IC_{f,k} H_{f,k} \right), \quad (3.41)$$

де $H_{f,k}$ – величина річного вилову морепродукту типу f в камері k . Для обчислення колективної дози необхідно мати величину вилову морських організмів певною країною у всіх камерах моделі. При цьому вважається, що всі виловлені морепродукти споживаються жителями саме цієї країни.

3.6.4 Розрахунок доз опромінення для морських організмів

Маючи концентрації радіонуклідів у воді і в морських організмах, за допомогою моделі POSEIDON-R можна здійснювати оцінки доз опромінення морських організмів, згідно з формулами (1.25). Для цього використовується база даних дозових коефіцієнтів моделі ERICA Tool (див. розділ 1.6.2), яка знаходиться у вільному доступі.

3.7 Зв'язок розроблених методів з існуючими дослідженнями

Аналізуючи дані вимірювань [147], які стосувалися довгострокових змін концентрації ^{137}Cs в різних видах риби, з'ясувалося, що зниження концентрації радіонукліда після аварії на АЕС Фукусіма-1 для пелагічних і придонних видів риби відбувалося по різному. Цього не можна було отримати в результаті моделювання [33]. Оскільки концентрація радіонукліда в придонних видах риби знижувалася

повільніше, виникло припущення про існування потоку забруднення з донних відкладень по ланцюжку живлення в морські організми. Це пов'язано з тим, що забруднення у воді порівняно швидко переноситься океанськими течіями, а в дні забруднення, яке сформувалося при високих концентраціях ^{137}Cs під час аварії, залишається протягом значно тривалішого часу. В результаті була розроблена модель донного ланцюжка живлення [38] та внесена в камерну модель POSEIDON-R. Незалежно від цього, в дослідженні [136] здійснювалася оцінка переносу ^{137}Cs з забруднених донних відкладень в донні організми. У ньому відмічена низька здатність організмів засвоювати забруднення з донних відкладень, проте навіть вона приводить до помітної різниці в концентраціях між пелагічними і придонними організмами. В роботі [137] експериментально доводилося, що забруднені донні відкладення є джерелом радіоактивних ізотопів цезію для донних організмів в області навколо АЕС Фукусіма-1. Пізніше перенос забруднення з донних відкладень по ланцюжку живлення в морські організми досліджувався в [128, 139, 148, 149]. У жодній роботі існування такого потоку забруднення не ставилося під сумнів.

Проблема впливу наявності конкуруючих іонів при засвоєнні забруднюючих речовин з води була описана в різних роботах для прісноводних водойм. Зокрема, в [150] розглянуте засвоєння радіоактивних елементів водними організмами в залежності від наявності аналогічних стабільних елементів. Вважається, що організм не може розрізнити стабільний і радіоактивний ізопопи певного елементу, якщо вони мають однакову хімічну форму. Таким чином, при високій концентрації стабільного елементу аналогічний радіоактивний елемент засвоюватиметься організмом гірше за рахунок конкуренції між ними. Оскільки хімічний склад природних водойм може суттєво відрізнятися, засвоєння організмами радіонуклідів в них, як правило, відбувається по різному. В роботі [151] врахована залежність швидкості засвоєння цезію рибою від концентрації іонів калію у водоймі, що пов'язано зі схожістю хімічних властивостей обох елементів, а отже, їхньою конкуренцією при засвоєнні. Тобто, крім наявності аналогічних стабільних елементів, на засвоєння радіонуклідів також впливає наявність елементів зі схожими хімічними властивостями.

У морському середовищі можуть траплятися області з великим градієнтом солоності (наприклад, лимани річок чи моря зі значним річковим стоком), що суттєво впливатиме на засвоєння певних радіонуклідів морськими організмами. Тому в рамках дисертаційної роботи в камерну модель POSEIDON-R була внесена залежність швидкості засвоєння ізотопів цезію і стронцію від солоності, тобто концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію, відповідно (розділ 3.3). Це дало можливість ефективно застосовувати модель для розрахунку концентрації радіонуклідів у морських організмах при стандартній морській солоності, а також в розпріснених водоймах. У даний час продовжується вивчення засвоєння та виведення радіонуклідів у морських організмах в залежності від солоності (концентрації конкуруючих іонів). Наприклад, у роботі [152] досліджена залежність швидкості виведення ^{137}Cs з риби від солоності, а в роботі [123] – вплив солоності на засвоєння і виведення 8 різних радіонуклідів рибою. Все це свідчить про актуальність даної теми та вказує на напрямки подальшого вдосконалення моделі.

Розроблена кінетично-алометрична модель (див. розділ 2) дає можливість знаходити концентрацію забруднюючих речовин у рибі з врахуванням їхніх властивостей накопичуватися в певних тканинах організму. Крім того, в моделі описується залежність від маси риби процесів засвоєння забруднення з води і з їжі та його виведення кожною тканиною в результаті оновлення клітин. Інтеграція даної моделі в камерну модель POSEIDON-R дозволяє проводити розрахунок переносу забруднення по ланцюжках живлення морських організмів та здійснювати оцінки доз опромінення людини від різних джерел при регулярних чи аварійних вибоках радіонуклідів, що буде показано в наступних розділах роботи. Іншим прикладом застосування моделі є здійснення класифікації радіоактивного забруднення різних регіонів Світового океану на основі розрахованих концентрацій [153].

Таким чином, модель POSEIDON-R в сучасному вигляді може бути важливою частиною систем підтримки прийняття рішень при ядерних аваріях [154], а також інструментом для оцінок екологічних впливів на існуючих атомних об'єктах [155] та при проектуванні нових. Жодна з існуючих у даний час моделей не описує всі вище згадані процеси.

3.8 Висновки до розділу 3

Проведене вдосконалення камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі POSEIDON-R, що дозволяє застосовувати її в областях Світового океану з різними властивостями, у тому числі в рамках систем комп'ютерної підтримки рішень при радіоактивних витоках в умовах нормальної експлуатації атомних об'єктів та у випадку аварійних ситуацій. Зокрема, розроблена параметризація процесів ресуспензії, що дозволяє краще описати процеси очищення забруднених донних відкладень. Процес ресуспензії описується додатковим потоком забруднення з верхнього шару донних відкладень у воду, що пропорційний до придонних швидкостей в мілких камерах.

Обґрунтована необхідність розгляду донного ланцюжка живлення, який описує перехід забруднення з донних відкладень у морські організми. Його початковою ланкою є органічна фракція донних відкладень, що перебуває в рівновазі з неорганічною, з пропорційним розподілом забруднення між ними. Саме органічну фракцію донних відкладень споживають донні безхребетні організми, засвоюючи, таким чином, забруднення з дна. Придонна риба харчується як донними безхребетними організмами, так і органічною фракцією донних відкладень. До раціону донних хижаків входять різні типи безхребетних організмів та придонні риби. Також в моделі розглядаються прибережні хижаки як тип, що харчується пелагічними і донними організмами в прибережній області.

Розглянута залежність засвоєння ізотопів цезію і стронцію від концентрації конкуруючих іонів: калію і кальцію, відповідно. В моделі це реалізовано за допомогою зміни концентраційного фактору фітопланктону і водоростей при засвоєнні ними ізотопів цезію, а також через зміну коефіцієнта засвоєння радіонукліда з води для ізотопів стронцію. З цією метою вводиться залежність даних параметрів від солоності води, яка і визначає вміст іонів калію і кальцію. Такий підхід дозволяє враховувати збільшення засвоєння даних радіонуклідів у розпрісненій воді, де спостерігається низька концентрація конкуруючих іонів.

У зв'язку з необхідністю врахування різних шляхів опромінення людини в результаті витоку радіоактивності в море, були здійснені доповнення, що дозволяють проводити оцінки доз як внутрішнього так і зовнішнього опромінення. Зокрема, крім стандартної дози за рахунок споживання забруднених морепродуктів, в моделі розглядаються доза внутрішнього опромінення в результаті вдихання розпиленої в повітрі морської води, а також доз зовнішнього опромінення в результаті перебування на пляжі, плавання у човні та безпосереднього перебування у воді.

Описані розробки були внесені в камерну модель POSEIDON-R, що значно розширило її можливості та області застосування. В результаті, модель POSEIDON-R може ефективно застосовуватись як для регулярних витоків забруднення в умовах нормальної експлуатації атомних об'єктів, так і при аварійних ситуаціях, що відрізняє її серед інших відомих моделей, призначених для здійснення радіологічних оцінок. Дані властивості моделі дозволяють їй бути компонентом систем підтримки прийняття рішень, зокрема, вони стали визначальними при включенні моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. Крім того, розроблена модель переносу забруднення через ланцюжки живлення морських організмів може використовуватися в тривимірній моделі переносу, що буде показано в наступних розділах роботи.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [38, 121, 133, 144].

РОЗДІЛ 4

РЕКОНСТРУКЦІЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЧОРНОГО МОРЯ ДО ТА ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Чорне море – глибоке море між Європою та Західною Азією. Його площа становить 422 тис. км², а максимальна глибина – 2 245 м. Лише близько 20% моря займає континентальний шельф глибиною до 200 м, який знаходиться в північно-західній частині моря. Значна частина моря має глибину понад 2 000 м. Чорне море характеризується позитивним водним балансом за рахунок води річок, що в нього впадають. Це приводить до зниження солоності по відношенню до океанських значень. Зокрема, в поверхневому шарі моря солоність води становить 17-18, а в придонному – близько 22. Чорне море є природним кордоном України з півдня та забезпечує їй морський зв'язок з іншими країнами, оскільки воно входить у ланцюжок напівзакритих морів півдня Європи, що мають вихід в Атлантичний океан. Особливістю Чорного моря є те, що в басейні річок, які в нього впадають діють 37 блоків АЕС, а це складає потенційну небезпеку його забруднення радіоактивними речовинами. При цьому невеликий водообмін між Чорним і Середземним морями приводить до того, що будь-яке забруднення, яке потрапляє в море, залишається в ньому протягом тривалого часу. Описані фактори, а також необхідність його включення в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS, зумовили проведення детального дослідження радіоактивного забруднення Чорного моря.

У результаті аварії на 4-му блоці ЧАЕС, яка сталася 26 квітня 1986 року, велика кількість радіонуклідів потрапила в навколишнє середовище. Детальний опис аварії, її причин та наслідків наведений у роботах [156, 157]. Більша частина радіонуклідів осіла в 30-км області навколо ЧАЕС. Проте значна кількість радіоактивних речовин перенеслася з атмосферними потоками на великі відстані і сформувала неоднорідне забруднення території України та інших європейських

країн [158]. При цьому деяка кількість радіонуклідів випала на поверхню європейських морів, у тому числі Чорного моря.

З радіологічної точки зору, найбільш важливими антропогенними радіонуклідами, що характеризуються порівняно довгим періодом напіврозпаду $T_{1/2}$, є ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,2$ роки) 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 [121] між стронцієм і кальцієм (накопичуються у скелеті риб), а також між цезієм і калієм (накопичуються переважно в м'язовій тканині). Тому даний розділ присвячений реконструкції радіаційного забруднення Чорного моря саме цими двома радіонуклідами.

Основними джерелами радіоактивного забруднення Чорного моря були глобальне випадіння радіонуклідів у результаті випробувань атомної зброї всередині ХХ століття та аварія на ЧАЕС 1986 року [178]. Порівняно велика кількість радіонуклідів випала на поверхню Чорного моря в результаті глобального випадіння, максимум якого припадає на територію між 40° і 50° північної широти [11], 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.

Оскільки в басейні річок, що впадають у Чорне море, розміщені діючі АЕС, вони можуть розглядатися як потенційні джерела радіоактивного забруднення моря. Тому створена модель Чорного моря дозволить оперативно реагувати на будь-які джерела забруднення в майбутньому, а також оцінювати їхній вклад в існуючі на той час (фонові) радіологічні та дозові впливи на населення.

4.1 Існуючі оцінки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у Чорному морі

Згідно з оцінками [159], атмосферне випадіння на поверхню Чорного моря в 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 радіонукліда 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 [160]. Витік ^{137}Cs через Босфорську протоку склав 250 ТБк протягом 1986-2000 років [161].

Забруднення Чорного моря ^{90}Sr у результаті аварії на ЧАЕС було значно меншим. Приблизно 200-300 ТБк випало на поверхню моря безпосередньо після аварії [161] та 160 ТБк потрапило в море з водами річок Дніпра і Дунаю протягом 1986-2000 років [160]. Тобто для ^{90}Sr внесок атмосферного випадіння і притоку з річковою водою був приблизно однаковий, на відміну від ^{137}Cs . Витік ^{90}Sr через Босфорську протоку склав 110 ТБк протягом 1986-2000 років [161].

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 даному розділі за допомогою моделювання будуть отримані значення концентрації радіонуклідів у 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 потоки радіонуклідів через протоки Босфор і Дарданелли в Середземне море, які є важливими при моделюванні переносу радіоактивності в ньому.

4.2 Збір та систематизація даних вимірювань концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і морських організмах Чорного моря

Максимальні значення концентрацій радіонуклідів після аварії на ЧАЕС були виміряні в Севастопольській бухті і становили 815 Бк/м³ для ^{137}Cs і 157 Бк/м³ для ^{90}Sr . На початку 2000-х років забруднення Чорного моря стало більш-менш рівномірним з концентраціями ^{137}Cs 12-21 Бк/м³ біля берегів Болгарії і 11-26 Бк/м³ 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 радіонукліда на басейни річок після аварії на ЧАЕС, його стоком по річкової системі та адсорбції 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 в донних відкладеннях у районі гирл річок у 1990-1994 роках становив 10-40 кБк/м², а на морському шельфі - 2-5 кБк/м² [162]. Максимальна концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях була виміряна в морі навпроти гирла Дунаю у вересні 1986 року і становила 500 Бк/кг [163]. До 2005 року ця концентрація знизилася до 100 Бк/кг [164].

^{90}Sr набагато менше адсорбується зваженими у воді частинками, які при осіданні формують донне забруднення, у порівнянні з ^{137}Cs . Тому концентрація ^{90}Sr у морських донних відкладеннях після аварії на ЧАЕС залишилася приблизно на тому ж рівні, що і до аварії, і становила 1,3 Бк/кг. Проте в Дніпро-Бузькому лимані були

виміряні значно вищі концентрації. Зокрема, в 1986 році концентрація ^{90}Sr у верхньому шарі донних відкладень становила 40 Бк/кг, у 1989 році – 85 Бк/кг, а в 1990-1996 роках – 45 Бк/кг [165].

Загалом 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 [178]. 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 з вимірами. Прикладом для наслідування може служити Балтійське море, для якого великий масив вимірювань концентрації різних радіонуклідів у воді і донних відкладеннях знаходиться у вільному доступі в базі даних MARiS (Marine Information System). В даний час у рамках проекту МАГАТЕ «Behavior and effects of natural and anthropogenic radionuclides in the marine environment and their use as tracers for oceanography studies» дані вимірювань з різних частин Світового океану вносяться в базу даних MARiS. У 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 [163, 166-175]. Цей масив даних (див. додаток Д), був переданий в МАГАТЕ для їхнього внесення в базу даних MARiS, що повинно сприяти подальшому вивченню Чорного моря.

4.3 Адаптація моделі POSEIDON-R до Чорного моря

Для опису водообміну між Чорним і Середземним морями, а також для проведення оцінок потоків радіоактивності між цими морями була створена загальна система камер для двох морів (рис. 4.1). Вона включає 61 камеру в Середземному морі, 45 камер у Чорному морі, Мармурове море, Азовське море, Дніпро-Бузький лиман та 4 додаткові камери, які описують притік води з основних

річок басейну: Дніпра, Дунаю, Рони і По, що забезпечує баланс води в системі. Оскільки в басейні Чорного моря знаходяться 37 діючих атомних реакторів, то врахування річок є необхідним для опису потенційного радіаційного забруднення моря через водні шляхи. Також враховується зв'язок з Атлантичним океаном через протоку Гібралтар. В межах камери №100 була створена “прибережна” камера для опису забруднення в Севастопольській бухті, оскільки цей район характеризувався максимальним випадінням після аварії на ЧАЕС. Крім того, існують виміри концентрації ^{137}Cs у рибі в цій бухті, що дасть змогу ще раз оцінити якість відтворення реального забруднення морського середовища за допомогою камерної моделі POSEIDON-R.

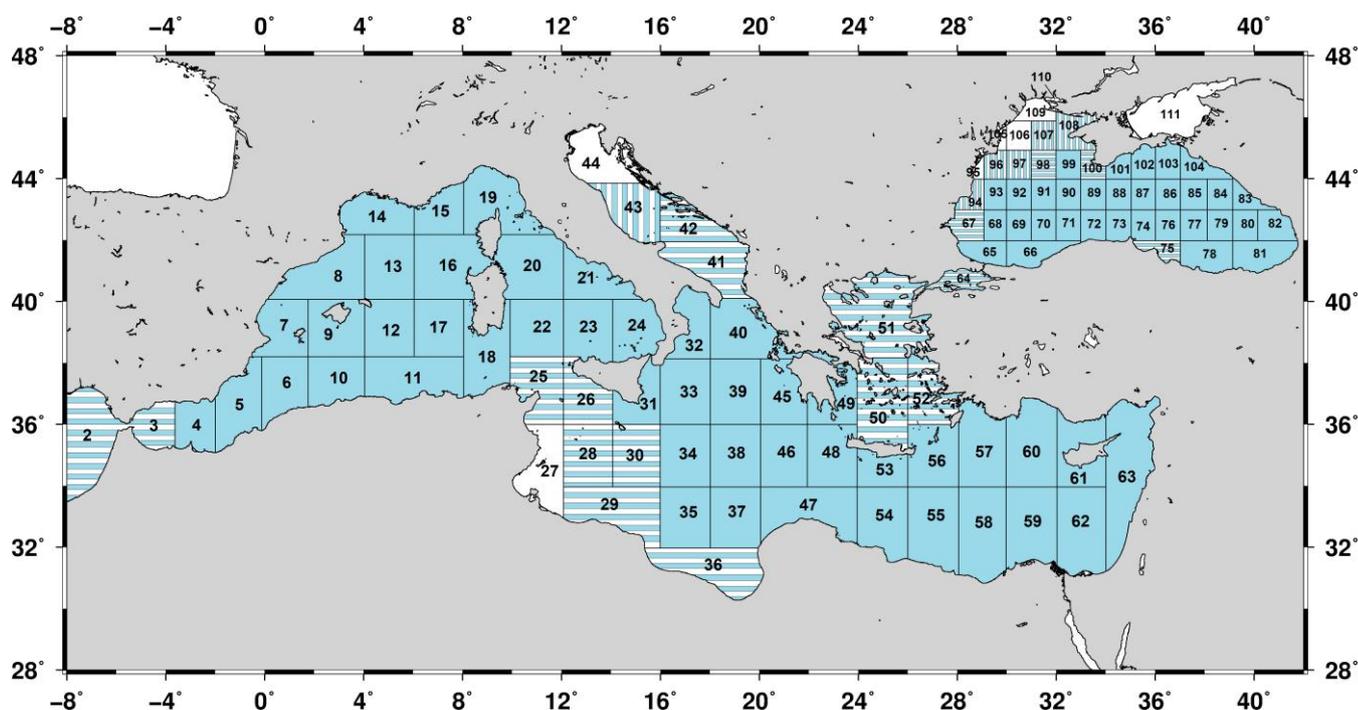


Рисунок 4.1 – Система камер Чорного і Середземного морів. Темним кольором позначені глибоководні камери, що описують товщу води 4 вертикальними шарами. Камери з трьома і двома вертикальними шарами позначені горизонтальними і вертикальними лініями, відповідно. Мілководні камери, які не розділяються по вертикалі, позначені білим кольором

Об'єм і середня глибина кожної камери Чорного моря розраховувалась на основі даних про глибини, що використовуються в розрахунках Європейської

моделі океану NEMO, які знаходяться у вільному доступі [176]. 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). Поверхневий шар було введено для опису високої концентрації радіонуклідів у перші місяці після потрапляння забруднення в море. Кількість вертикальних шарів у товщі води кожної камери залежить від її глибини. Потоки води між камерами були розраховані методом усереднення за 10 років (2006-2015) тривимірних течій, отриманих чисельною моделлю NEMO з використанням даних реаналізу [176]. Враховувалися також потоки води з річок Дунаю ($202 \text{ км}^3/\text{рік}$) і Дніпра ($53 \text{ км}^3/\text{рік}$) та обмін водою з Азовським і Мармуровим морями.

Для більш реалістичного відтворення водообміну між Чорним і Середземним морями використовувалася двошарова структура потоків води. Це пов'язано з тим, що розпріснена “легка” чорноморська вода витікає в поверхневому шарі в Мармурове море через протоку Босфор, а потім і в Середземне море – через протоку Дарданелли. Тоді як солоні і “важка” середземноморська вода втікає в Чорне море через придонний шар. Саме ця середземноморська вода заповнює собою глибинні області Чорного моря і формує дуже стійку стратифікацію, яка перешкоджає вертикальному перемішуванню води в Чорному морі. Таким чином, течії у поверхневому і придонному шарах проток Босфор і Дарданелли направлені назустріч одна одній. Оскільки ці протоки є досить мілкими і довгими, деяка частина води з нижнього шару втягується у верхній і тече в протилежному напрямку. Саме через це величини потоків води на різних кінцях проток відрізняються (табл. 4.1). Існують різні методи оцінки даних потоків. Зазвичай потоки води, оцінені на основі різниці солоності (співвідношення Кнудсена), мають більші значення, ніж у випадку прямих вимірів чи результатів моделювання. В даному розділі використовувалися потоки, згідно з результатами [177]. У розділі 5.1.4 оцінена залежність вмісту ^{137}Cs у Середземному морі при різних значеннях потоків води через протоки для оцінки чутливості моделі до змін даного параметру. Потоки води з Азовського моря в Чорне і в зворотному напрямку в моделі склали

47,5 км³/рік і 33,1 км³/рік, відповідно. Водообмін між Севастопольською бухтою і камерою №100 задавався на рівні 38 км³/рік, що ґрунтується на даних про середні швидкості течій на виході з бухти.

Таблиця 4.1 – Потоки води (км³/р) у верхньому і нижньому шарах на різних кінцях проток Босфор і Дарданелли (додатні значення потоків характеризують напрям течій з Чорного моря в Середземне)

Джерело даних	Північний кінець		Південний кінець	
	Верхній шар	Нижній шар	Верхній шар	Нижній шар
Протока Босфор				
Співвідношення Кнудсена [202]	603	-303	653	-353
Співвідношення Кнудсена [296]	658	-337	639	-318
Результати моделювання [177]	429	-176	477	-224
Протока Дарданелли				
Співвідношення Кнудсена [202]	847	-547	1218	-918
Співвідношення Кнудсена [296]	919	-598	1331	-1010
Результати моделювання [177]	738	-490	1233	-983

Особливістю Чорного моря є його розпрісненість у порівнянні з океаном. Це пов'язано з тим, що кількість прісної води, яку приносять річки в море, більша, ніж кількість середземноморської води, що потрапляє в нього через Босфор. Дана особливість сприяє кращому засвоєнню радіоактивних цезію ¹³⁷Cs і стронцію ⁹⁰Sr морськими організмами через меншу концентрацію конкуруючих іонів калію і кальцію у воді, відповідно (див. розділ 3.3). В моделі солоність верхніх шарів води основної частини Чорного моря становила 18, тоді як на північно-західному шельфі (камери 106-108) і в Азовському морі (камера 111) вона дорівнювала 16 і 12, відповідно. Солоність у камерах 105 (навколо гирла Дунаю) і 109 (гирло Дніпра) складала 14, а в Дніпро-Бузькому лимані (камера 110) – 3.

4.4 Реконструкція розповсюдження радіоактивного ^{137}Cs у морському середовищі Чорного моря

Моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі Чорного моря проводилося для періоду 1945-2020 років [178]. 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 [11] між 40 і 50 градусами північної широти для періоду 1945-2000 років (рис. 4.2). Для оцінки густини глобального випадіння ^{137}Cs для періоду 2001-2020 років усереднені значення за попередні 5 років екстраполювалися з врахуванням радіоактивного розпаду.

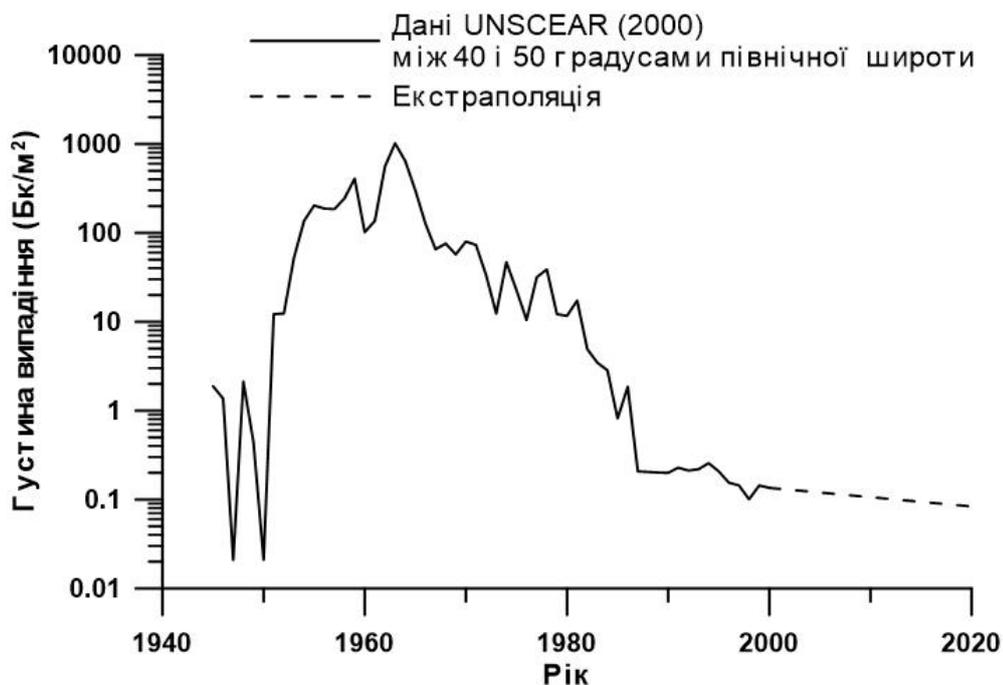


Рисунок 4.2 – Густина глобального випадіння ^{137}Cs між 40 і 50 градусами північної широти

Що стосується випадіння після аварії на ЧАЕС, то, згідно з [179], забруднення Чорного моря в 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 вважалось, що густина випадіння була пропорційною до вимірної концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води (рис. 4.3). Дані значення концентрацій були нормалізовані на величину загального випадіння на поверхню моря, яка, згідно з консервативними оцінками [159], становила 2400 ТБк. Отриманий розподіл густини атмосферного випадіння в травні 1986 року, а також сумарні значення випадіння на різні частини Чорного моря приведені в табл. 4.2. Також враховувалося випадіння ^{137}Cs на Середземне море для правильного опису потоків радіоактивності між морями. Детальніше це буде розглянуто в наступному розділі роботи, де описується моделювання переносу радіоактивності в Середземному морі. Зокрема, випадіння на поверхню Егейського моря, яке безпосередньо взаємодіє з Чорним морем через систему Турецьких проток, було оцінене згідно з [180].

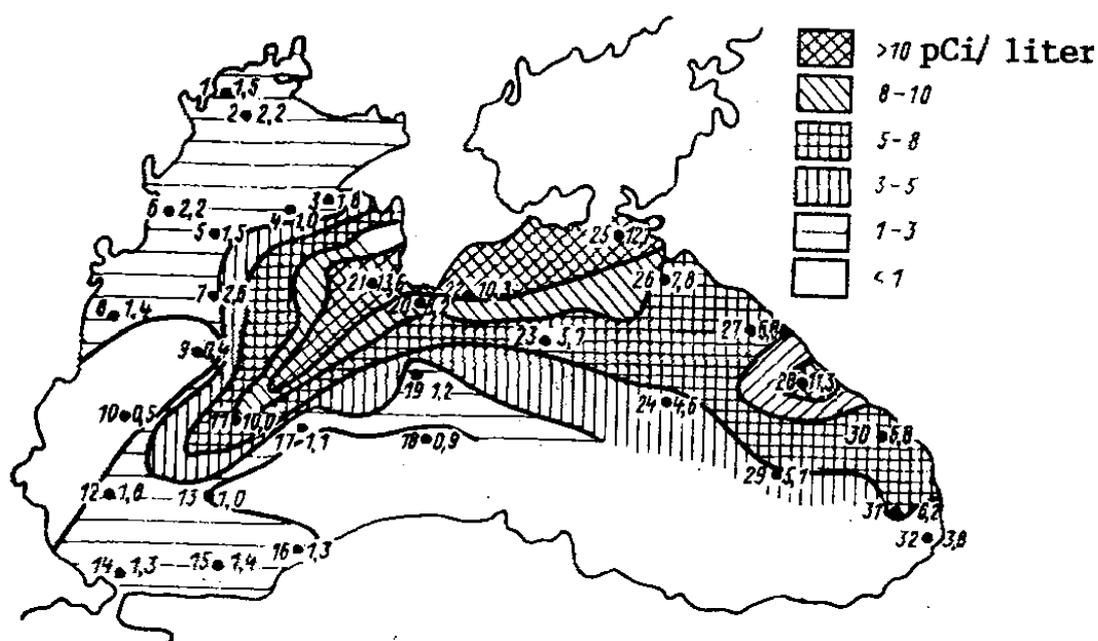


Рисунок 4.3 – Розподіл ^{137}Cs на поверхні Чорного моря в період з 12 червня по 6 липня 1986 р. [179]

Таблиця 4.2 – Густина атмосферного випадіння ^{137}Cs у травні 1986 року та сумарні значення випадіння на різні частини Чорного моря (реконструкція)

Область	Густина випадіння, Бк/м ²	Сумарне випадіння, ТБк	Камери
Егейське море	5000	400	51
Мармурове море	2000	30	64
Азовське море	1000	40	111
Південна і східна частини Чорного моря	2500	570	65, 66, 68-86
Західна частина Чорного моря і північно-західний шельф	5000	470	67, 93-97, 105-110
Севастопольський максимум	25000	150	100
Області навколо севастопольського максимуму	20000	300	90-91
Області вздовж південного узбережжя Кримського півострова	15000	220	101-102
Решту частин Чорного моря	10000	690	87-89, 92, 98-99, 103-104

Через відсутність даних вимірювань притік ^{137}Cs з водами річок Дніпра і Дунаю в 1945-1985 роках оцінювався з використанням узагальненої моделі річкового стоку [181], яка дає концентрацію радіонукліда 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 в річках Дніпрі і Дунаї [160] та витрати

води самих річок (точки на рис. 4.4). Для періоду 1998-2009 років знову використовувалася узагальнена модель (суцільна крива на рис. 4.4), а для періоду 2010-2020 років дані притоку радіоактивності в Чорне море з річковою водою екстраполювалися (штрихова крива на рис. 4.4).

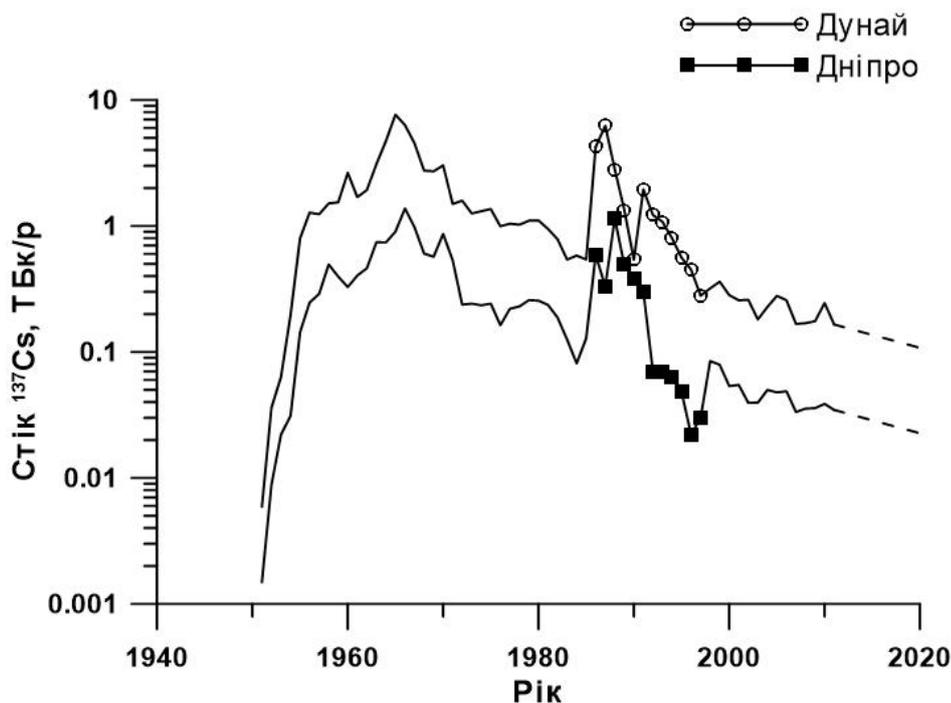


Рисунок 4.4 – Щорічний стік радіоактивного ^{137}Cs з водами річок Дніпра і Дунаю в Чорне море

Порівняння результатів моделювання з вимірами концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води для різних камер представлено на рис. 4.5. Усі виміри, які представлені в додатку Д (табл. Д.1-Д.4), були розподілені по камерах відповідно до свого географічного положення. Виміри до 1980 року, представлені на графіку для камери 69, були оцифровані зі звіту [182]. Ці виміри відповідають усередненим значенням концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води і відносяться до кожної камери, оскільки до аварії на ЧАЕС забруднення Чорного моря, спричинене глобальним випадінням радіонуклідів, було практично рівномірним.

З рис. 4.5 видно, що модель відтворює максимуми, пов'язані як з глобальним випадінням (максимум припадає на 1963 рік), так і з випадінням після аварії на ЧАЕС

(1986 рік), та їхнє розчинення протягом наступних років. Про це свідчить, зокрема, узгодження результатів моделювання з вимірами для 2000-х років (камери 69, 91, 109).

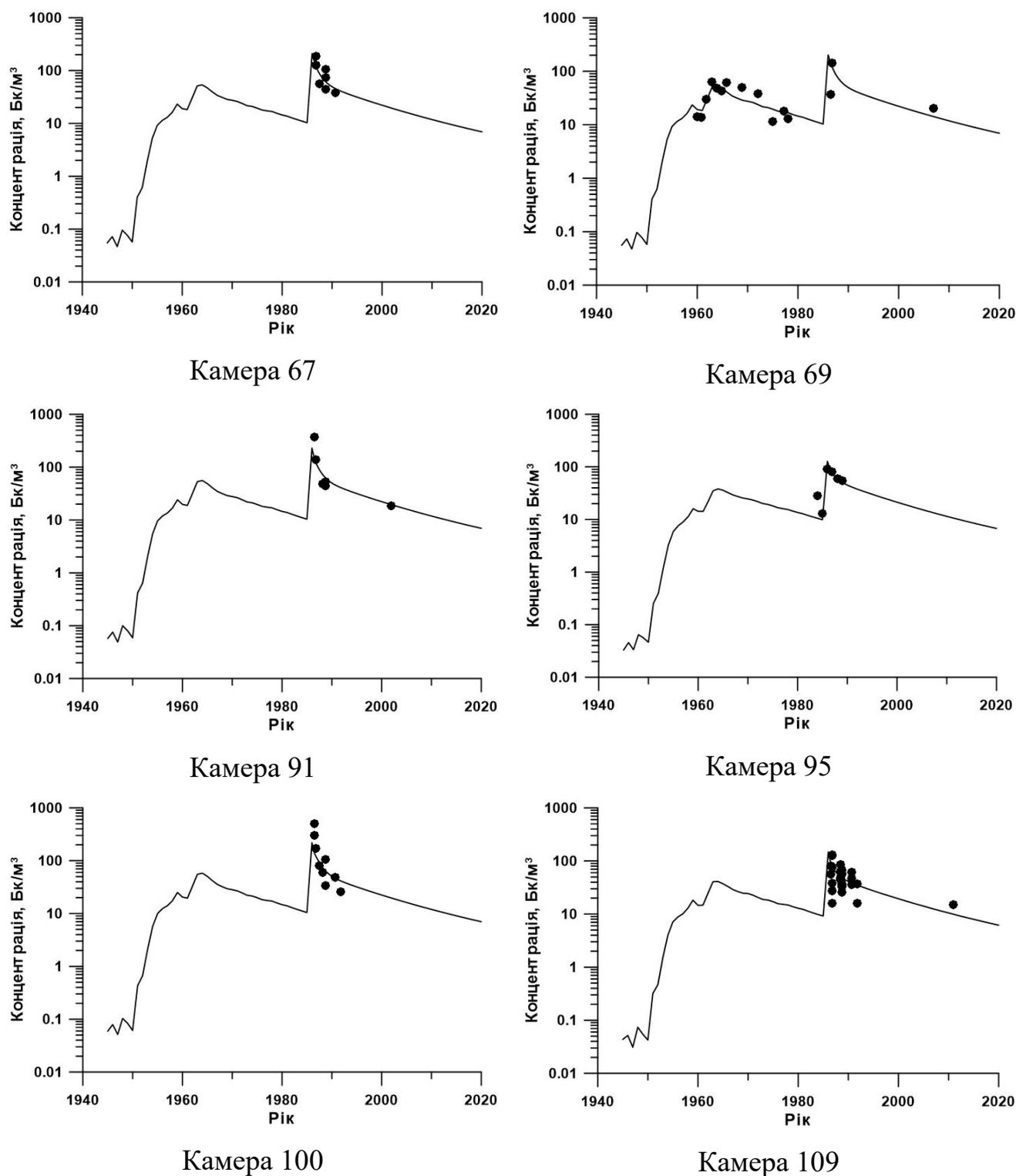


Рисунок 4.5 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води для різних камер

На рис 4.6 зображені профілі розрахованої концентрації ^{137}Cs у різні моменти часу в камері 69. Узгодження результатів моделювання з вимірами концентрації радіонукліда в різних шарах води свідчить, що модель правильно відтворює процеси вертикального перемішування в Чорному морі. На прикладі камери 66 показано як за допомогою моделювання можна оцінювати еволюцію в часі забруднення моря на різних глибинах. Зокрема, видно, що в глибинному шарі води концентрація радіонукліда постійно зростає за рахунок його проникнення з верхніх шарів. Оцінки розподілу вмісту антропогенних радіонуклідів по глибині та аналіз його зміни в часі представлені в розділі 4.6.

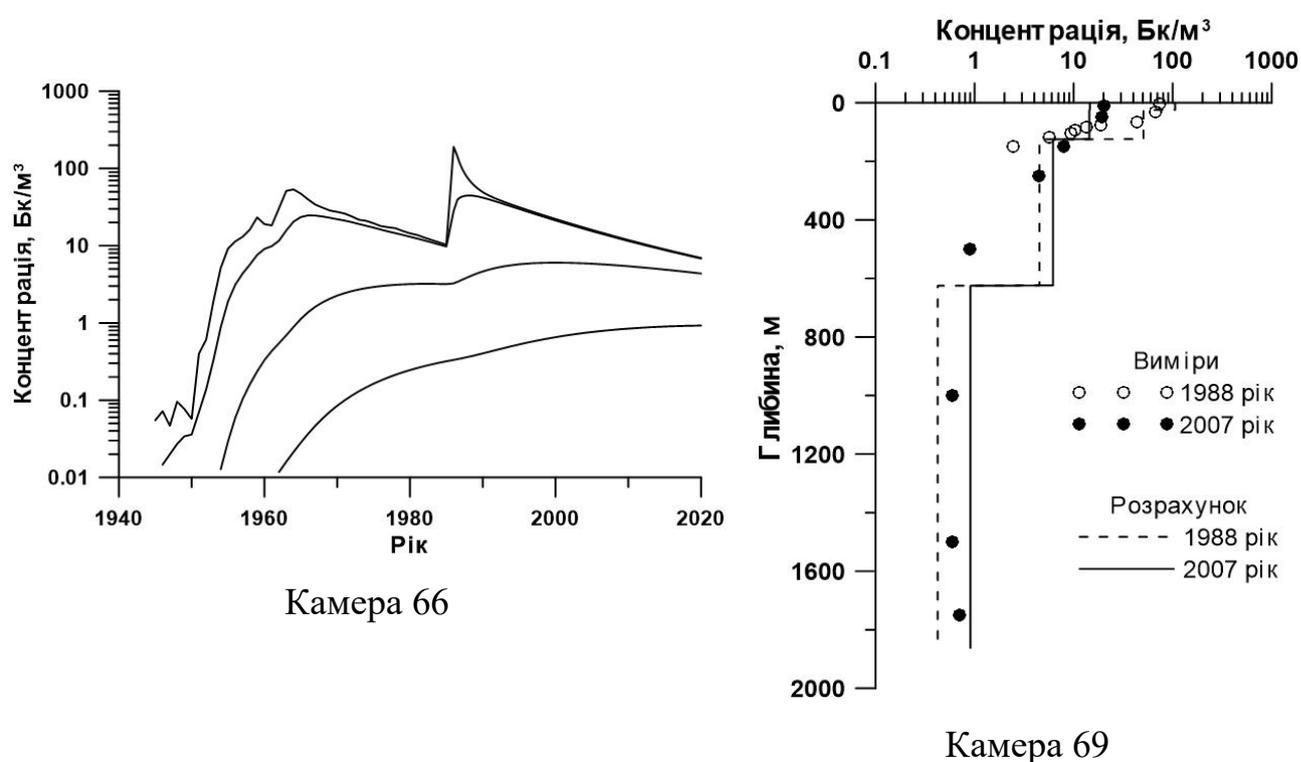


Рисунок 4.6 – Розрахована концентрація ^{137}Cs у чотирьох шарах води (камера 66) та порівняння розрахунків з вимірами у вертикальному профілі (камера 69) в різні моменти часу. Світлі точки позначають виміри з бази даних [183], темні – зі статті [184]

Загалом кореляція результатів розрахунків з вимірами для поверхневого шару води у всіх камерах Чорного моря за весь розрахунковий період показана на рис. 4.7. Коефіцієнт кореляції становить 0,91. Середньо-геометричне відношення

розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді до вимірних складає $\text{GM} = 1,07$, а середньо-геометричне відхилення $\text{GSD} = 1,34$. 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 радіонукліда в поверхневому шарі моря [178]. Також варто відмітити, що модель розраховує середні значення концентрації в кожній камері, тоді як виміри проводилися в конкретних точках, а потім проводилося арифметичне усереднення значень в областях моря, які відповідають камерам моделі, що могло привести до певних розбіжностей.

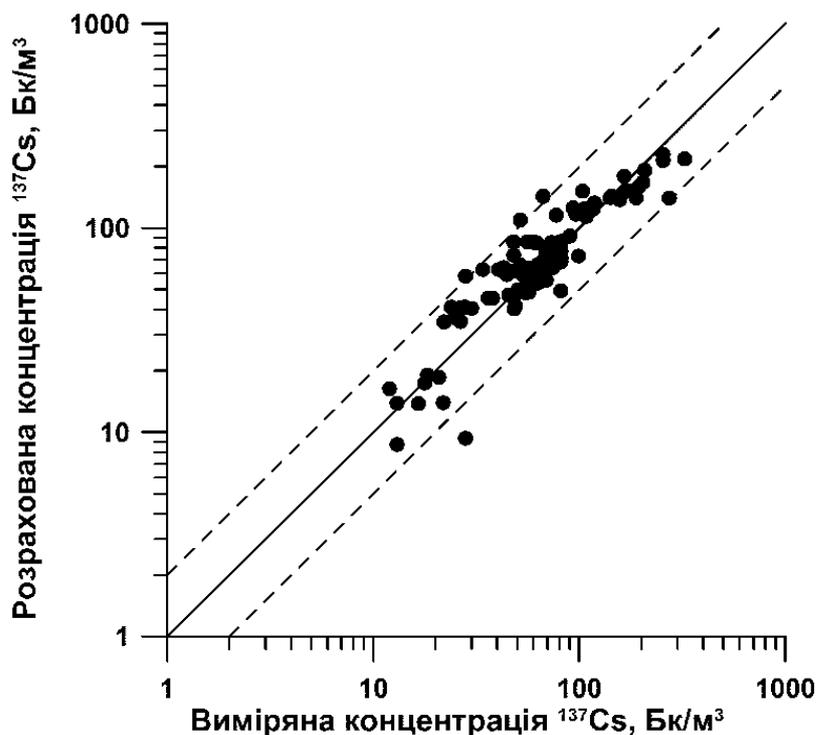


Рисунок 4.7 – Кореляція між розрахованими і вимірними значеннями концентрації ^{137}Cs у воді (у всіх камерах Чорного моря) за період з 1979 по 2011 роки. Штриховими лініями позначене відхилення у 2 рази

Також отримане добре узгодження результатів моделювання з вимірами для донних відкладень (рис. 4.8), хоча кількість вимірювань концентрації радіонукліда в донних відкладеннях набагато менша, ніж у воді. Зокрема, $\text{GM} = 0,99$, а $\text{GSD} = 1,49$.

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 в донних відкладеннях біля узбережжя Болгарії приблизно у 2-2,5 рази у порівнянні з доаварійними значеннями.

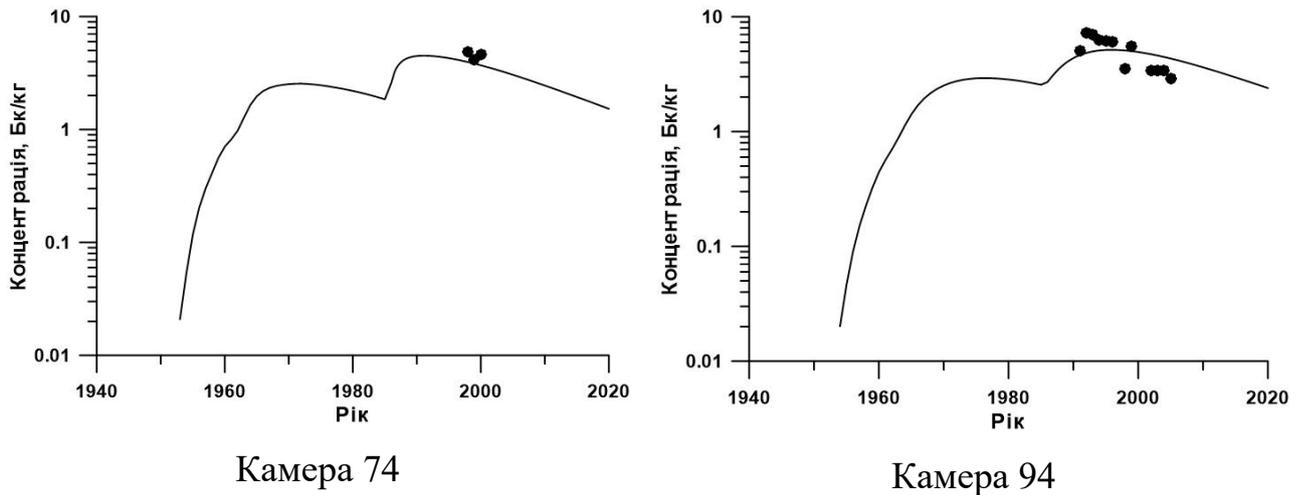


Рисунок 4.8 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень Чорного моря

Порівняння результатів моделювання з вимірами для різних видів риб показане на рис. 4.9. Видно, що динаміка зміни концентрації ^{137}Cs у нехижій рибі в камері 95 і на шельфовій області дуже схожа з відповідною динамікою в поверхневому шарі води (рис. 4.5). Зокрема, в них ідентичний коефіцієнт експоненційного затухання (швидкість очищення) – $0,07 \text{ p}^{-1}$. Дещо інша ситуація з прибережними хижаками (Севастопольська бухта), до раціону 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, в свою чергу, очищуються повільніше, ніж вода (рис. 4.8).

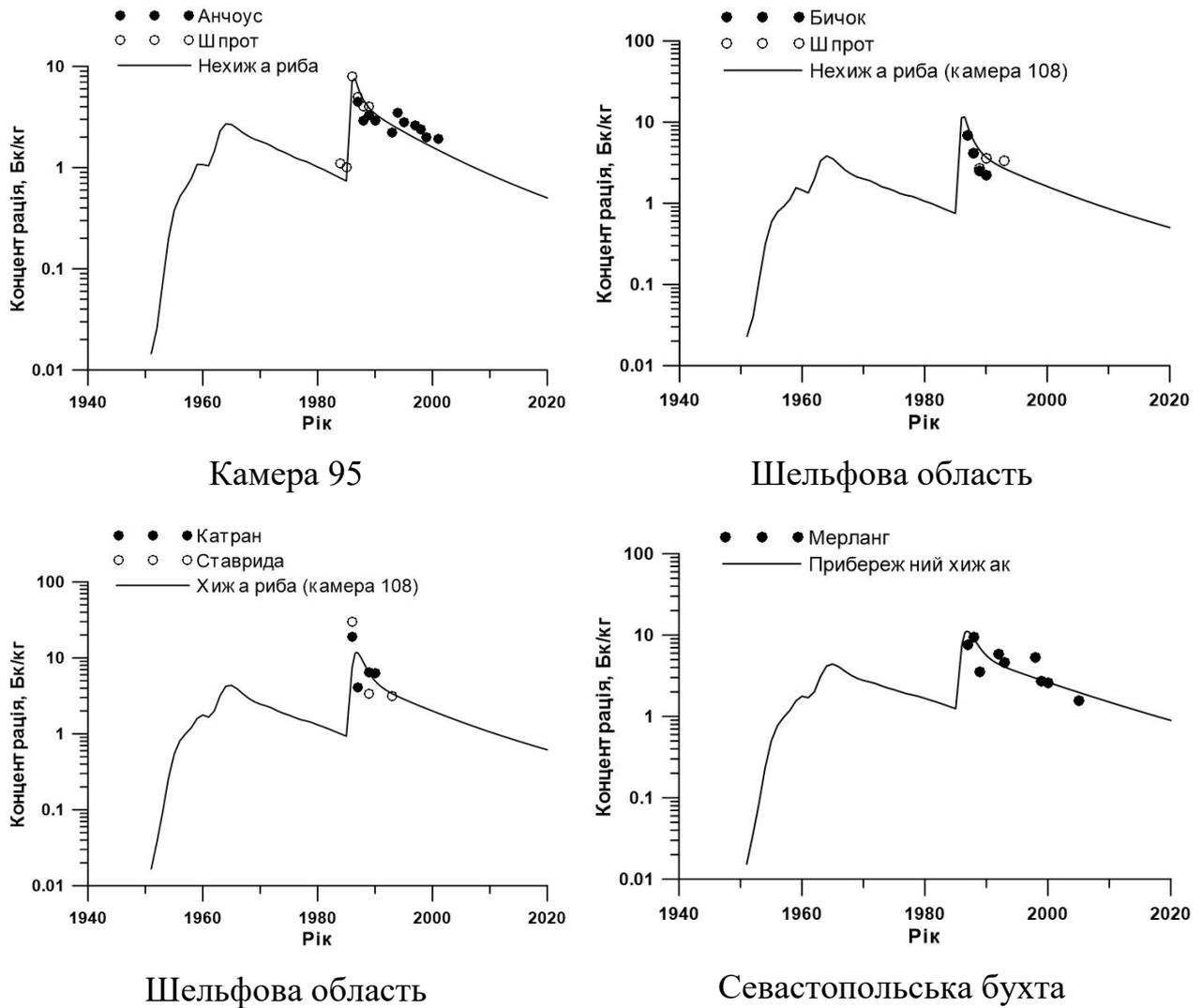


Рисунок 4.9 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{137}Cs у різних видах риби в камерах Чорного моря

Вплив зниженої солоності в Чорному морі на засвоєння ^{137}Cs морськими організмами є невеликим, оскільки солоність залишається досить високою на більшій частині моря. Винятком є лимани і гирла річок, зокрема, Дніпро-Бузький лиман. Низька солоність у Дніпро-Бузькому лимані (камера 110 на рис. 4.1) дає можливість оцінити наскільки даний фактор впливає на засвоєння радіоактивного ^{137}Cs різними видами риб. На рис. 4.10 зображене порівняння вимірів концентрації ^{137}Cs в нехижій (плотва, тарань) і хижій (судак, окунь, жерех) видах риби 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 нехижких (рис. 4.10 б), так і для хижких (рис. 4.10 в) видів риб при правильному описі змін забруднення у воді (рис. 4.10 а) Дніпро-Бузького лиману.

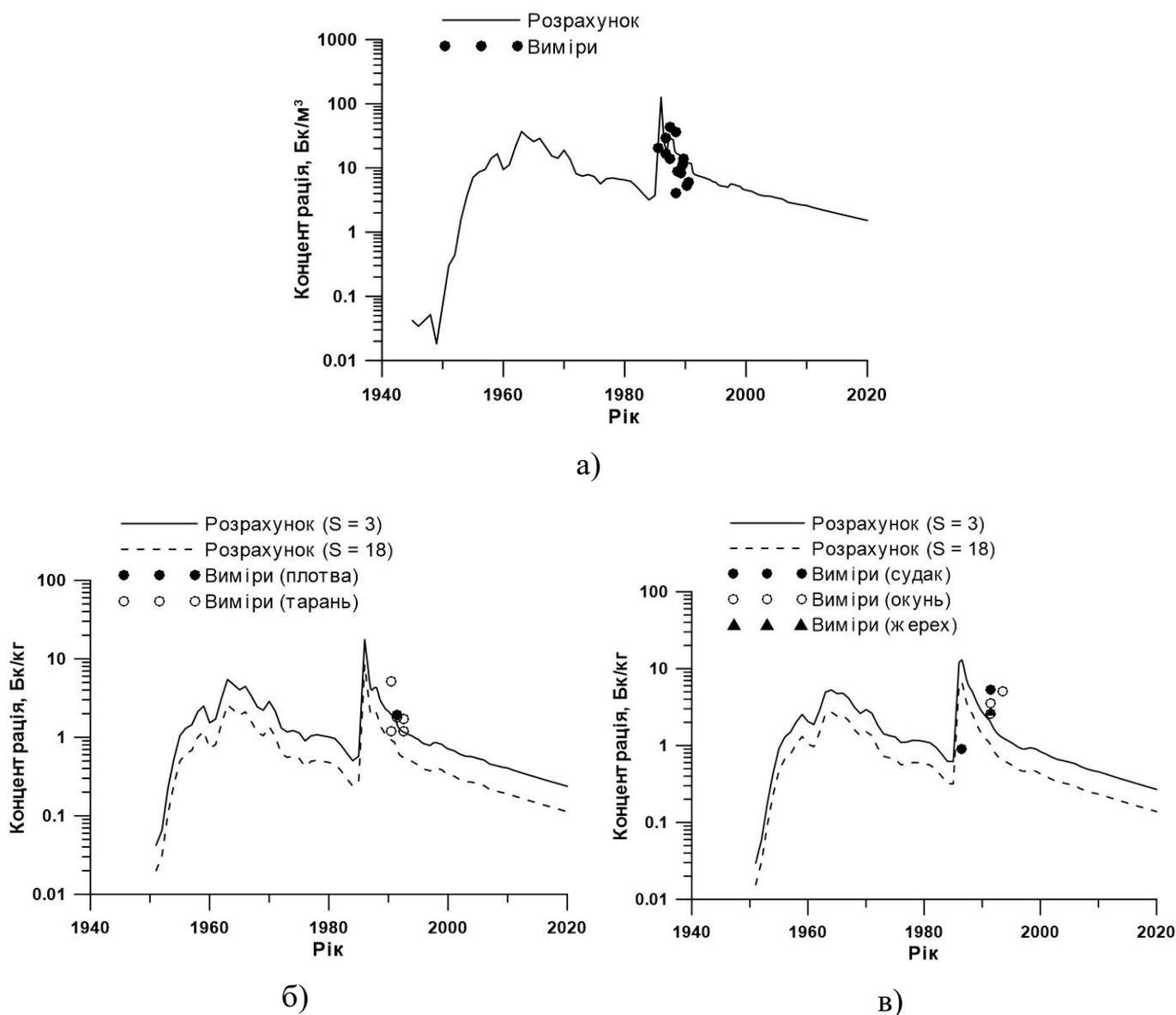


Рисунок 4.10 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs при різних значеннях солоності ($S = 3$ і $S = 18$) та вимірами ([185] для води і [186] для риби) у воді (а), нехижій рибі (б) і хижій рибі (в) в Дніпро-Бузькому лимані

Оскільки зменшення концентрації ^{137}Cs у воді і нехижій рибі відбувається з однаковою швидкістю, за винятком кількох років безпосередньо після аварії на

ЧАЕС, можна говорити, що нехижа риба знаходиться в рівновазі з водою. Тому в роботі було визначено концентраційний фактор ^{137}Cs у нехижій рибі (відношення концентрації радіонукліда 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 з більшими розмірами. Все одно, швидкість експоненційного затухання концентрації радіонукліда 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.

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

4.5 Реконструкція розповсюдження радіоактивного ^{90}Sr у морському середовищі Чорного моря

Моделювання розповсюдження ^{90}Sr у морському середовищі Чорного моря також проводилося для періоду 1945-2020 років. Розглядалися ті ж самі джерела радіоактивного забруднення: глобальне випадіння в результаті випробувань атомної зброї, аварія на ЧАЕС 1986 року та стік радіоактивності з водою річок Дніпра і Дунаю. Згідно з [11], густина глобального випадіння ^{137}Cs (рис. 4.2) до ^{90}Sr відноситься з коефіцієнтом 1,5. Для оцінки атмосферного випадіння після аварії на ЧАЕС було знайдене середнє співвідношення між вимірами концентрацій ^{90}Sr і ^{137}Cs (табл. Д.1) у воді, яке становило 0,44 в 1988 році. Після цього густина випадіння ^{90}Sr знаходилась шляхом коригування густини випадіння ^{137}Cs , представленої в табл. 4.2,

на отримане співвідношення. Даний підхід справедливий, оскільки обидва радіонукліди добре розчинні у воді і мають майже однакові періоди напіврозпаду. Отримане за допомогою даного методу загальне випадіння ^{90}Sr на поверхню Чорного моря в травні 1986 року знаходилося в діапазоні 750-1050 ТБк, що суттєво відрізняється від попередніх оцінок 300 ТБк [187]. У розрахунках загальне випадіння ^{90}Sr у результаті аварії на ЧАЕС задавалося на рівні 900 ТБк.

Як і для ^{137}Cs , концентрація ^{90}Sr у річках Дніпрі і Дунаї в 1945-1985 роках розраховувалася з використанням узагальненої моделі річкового стоку [181]; для періоду 1986-1997 років бралися дані вимірювань концентрації ^{90}Sr [160]; для періоду 1998-2009 років знову використовувалася узагальнена модель. Величина стоку радіонукліда оцінювалася на основі зазначених концентрацій і даних про витрати води в кожній річці. Для періоду 2010-2020 років дані притоку радіоактивності в Чорне море з річковою водою екстраполювалися (рис. 4.11).

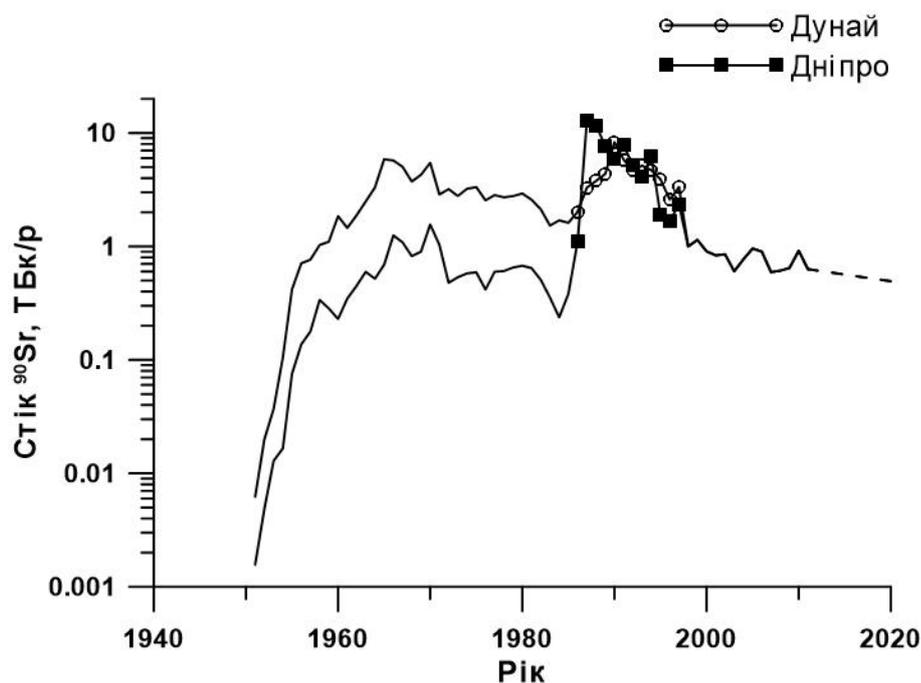


Рисунок 4.11 – Щорічний стік радіоактивного ^{90}Sr з водами річок Дніпра і Дунаю в Чорне море. Суцільна лінія позначає результати застосування узагальненої моделі річкового стоку, символи відносяться до вимірів, штрихова лінія показує результати екстраполяції

Порівнюючи величину стоку ^{90}Sr з річковою водою в Чорне море з відповідними величинами для ^{137}Cs (рис. 4.4), видно, що до аварії на ЧАЕС вони були схожими: з Дунаю стікало більше радіоактивності, ніж з Дніпра за рахунок більшого розходу води. Проте після аварії ситуація змінилася. Через погану здатність ^{90}Sr адсорбуватися частинками ґрунту, піску чи намулу, порівняно з ^{137}Cs , значна його кількість з пошкодженого реактора досягнула Чорного моря, проходячи через річкову систему Прип'яті і Дніпра, включаючи каскад водосховищ, які ефективно затримували ^{137}Cs . Це привело до більшого стоку ^{90}Sr з Дніпра, ніж з Дунаю, в кінці 80-х років, і до практично рівного стоку в 90-х роках минулого століття, про що свідчать дані вимірювань (рис. 4.11). Саме через це в моделі використовувалася рівна величина стоку з двох річок для 1998-2020 років, незважаючи на більший розхід води в Дунаї.

Порівняння результатів моделювання з вимірами концентрації ^{90}Sr у поверхневому шарі води для різних камер представлено на рис. 4.12. Як і для ^{137}Cs , всі виміри були розподілені по камерах відповідно до свого географічного положення. З рисунку видно, що кількість даних вимірювань ^{90}Sr є значно меншою, ніж ^{137}Cs . Але, незважаючи на невелику кількість вимірювань, можна сказати, що модель правильно описує забруднення Чорного моря внаслідок випадіння ^{90}Sr після аварії на ЧАЕС, та його розчинення протягом наступних років. Концентрація ^{90}Sr в камері 110 описує забруднення Дніпро-Бузького лиману і, таким чином, відповідає за стік радіонукліда в Чорне море з водою річки Дніпро. Середньо-геометричне відношення розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді до вимірних складає $GM = 1,04$, а середньо-геометричне відхилення $GSD = 1,54$. Як і для ^{137}Cs , таке неспівпадіння може пояснюватись неточністю задання джерел забруднення, для визначення яких застосовувались певні припущення.

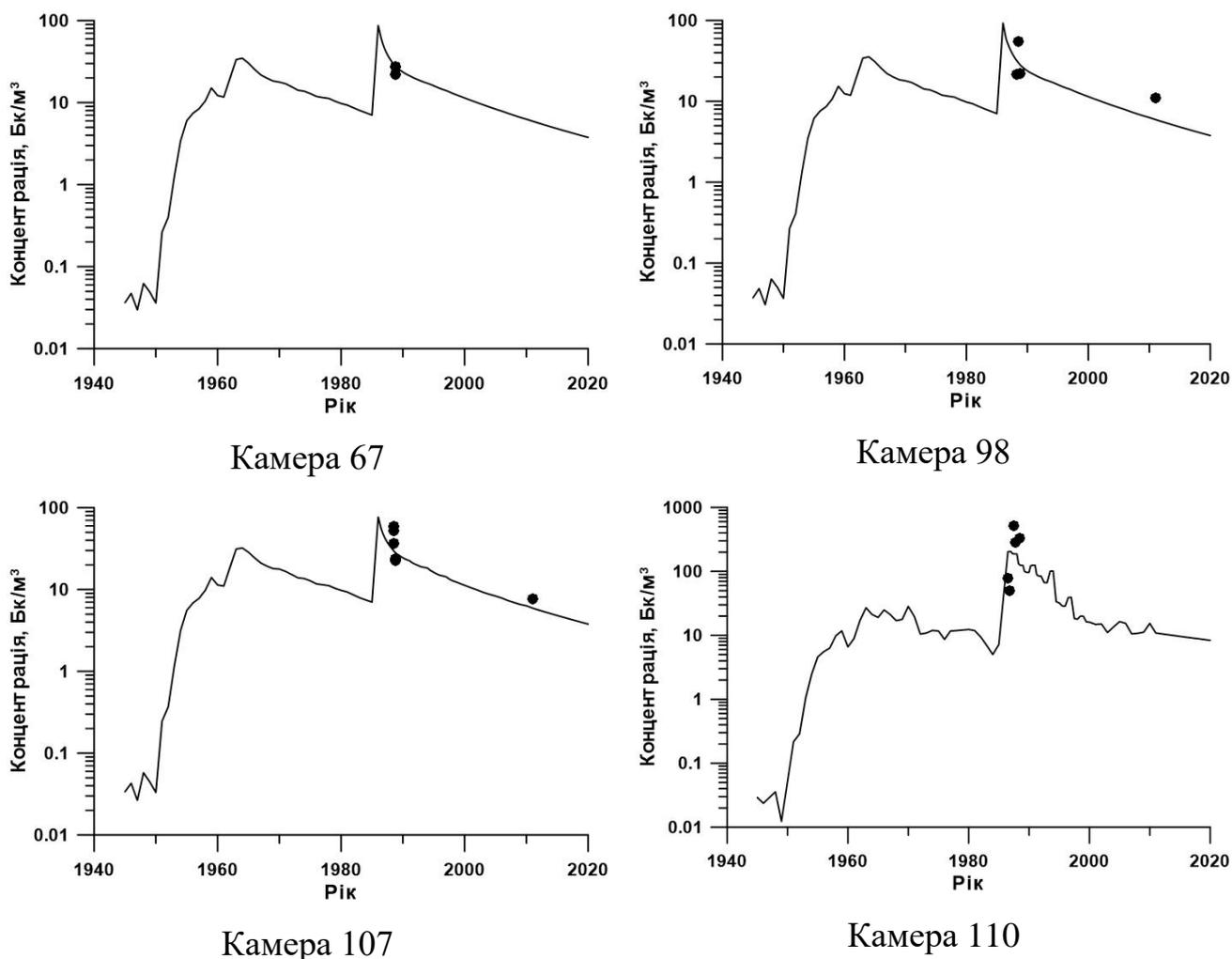


Рисунок 4.12 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{90}Sr у поверхневому шарі води для різних камер

Порівняння результатів моделювання з наявними даними вимірювань ^{90}Sr у донних відкладеннях зображене на рис. 4.13. Оскільки вимірів зовсім мало і вони представлені лише для чорноморського узбережжя Туреччини, це не дозволяє провести оцінку точності. Але можна сказати, що чорнобильська аварія призвела до підвищення концентрації ^{90}Sr в донних відкладеннях чорноморського узбережжя Туреччини в 2,5 рази у порівнянні з доаварійними значеннями, а максимум, пов'язаний з аварією на ЧАЕС, приблизно дорівнює максимуму, що відповідає глобальному атмосферному випадінню в 60-х роках ХХ століття. Також видно, що концентрація ^{90}Sr у донних відкладеннях значно менша, ніж ^{137}Cs (див. рис. 4.8), що пояснюється не лише з меншим притоком ^{90}Sr у Чорне море від усіх джерел, але і з меншим коефіцієнтом розподілу K_d , який відповідає за адсорбцію радіонукліда

твердими частинками (стандартні значення, згідно з даними МАГАТЕ [89]: для ^{137}Cs $K_d = 2000$ л/кг; для ^{90}Sr $K_d = 200$ л/кг).

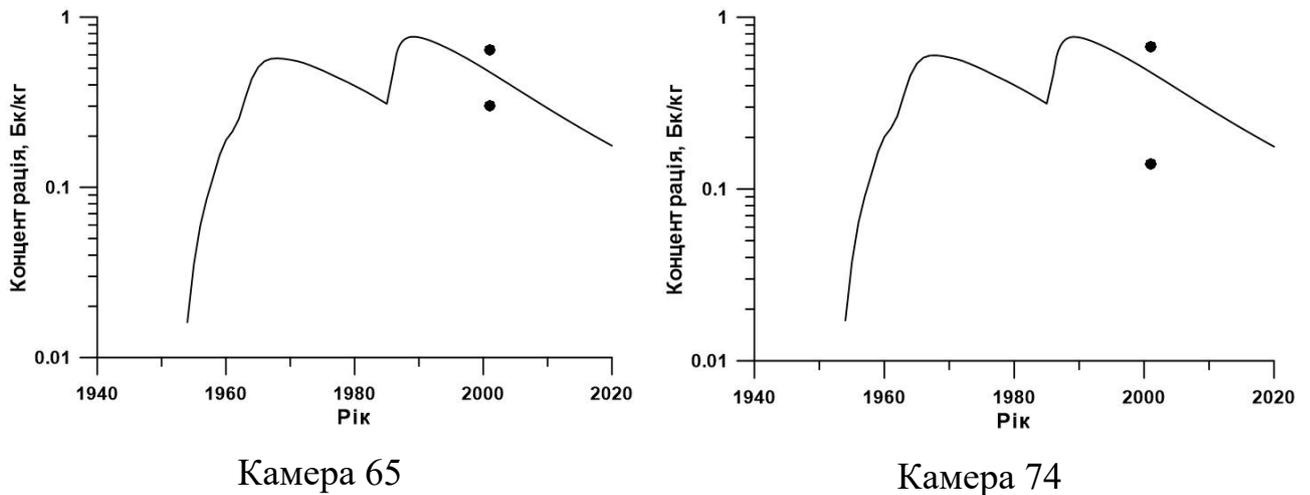
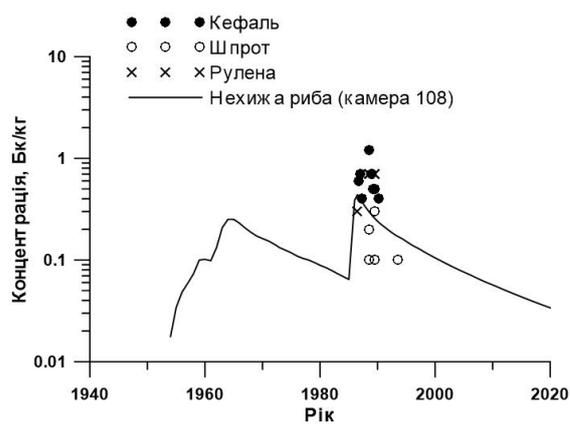
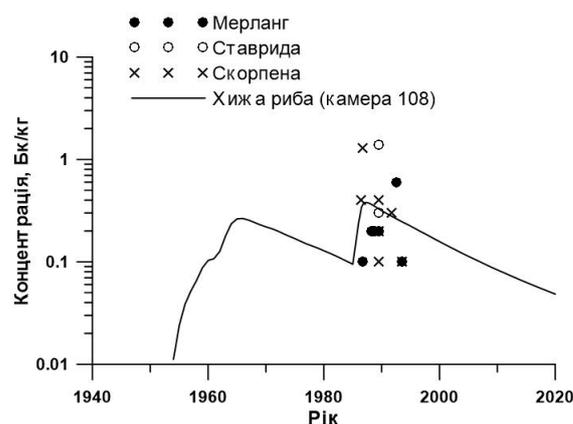


Рисунок 4.13 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{90}Sr у верхньому шарі донних відкладень Чорного моря вздовж узбережжя Туреччини

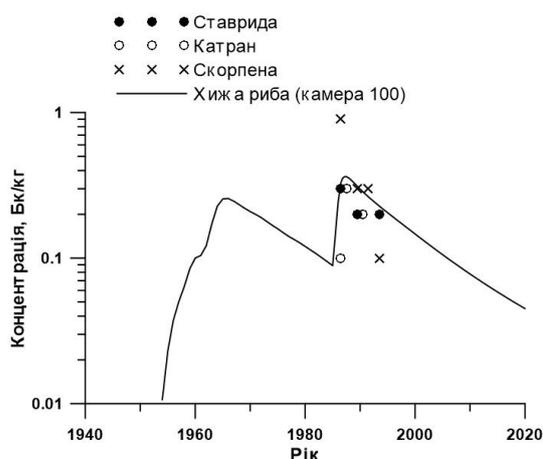
Порівняння результатів моделювання з вимірами для різних видів риби показано на рис. 4.14. Видно, що дані вимірювань концентрацій ^{90}Sr наявні лише для кількох років після аварії на ЧАЕС. Вони знаходяться в досить великому проміжку значень, що свідчить про неоднорідність забруднення риби в Чорному морі в цей час. Як і для ^{137}Cs , розрахована концентрація ^{90}Sr у рибі на шельфовій області в період перед аварією на ЧАЕС змінюється аналогічно до відповідної концентрації радіонукліда в поверхневому шарі води (рис. 4.12) з коефіцієнтом експоненційного затухання (швидкістю очищення) $0,06 \text{ р}^{-1}$. Оскільки забруднення у всіх компонентах морського середовища в цей період було близьким до рівноваги, то були визначені концентраційні фактори ^{90}Sr в нехижій і хижій видах риби в Чорному морі. Отже, за результатами моделювання концентраційний фактор ^{90}Sr для нехижої риби Чорного моря становить 9 л/кг, а для хижої риби – 13 л/кг. Ці величини відрізняються від стандартної величини 3 л/кг для відкритого океану [89], що може бути пов'язано з особливостями напівзакритого і дещо розпрісненого Чорного моря.



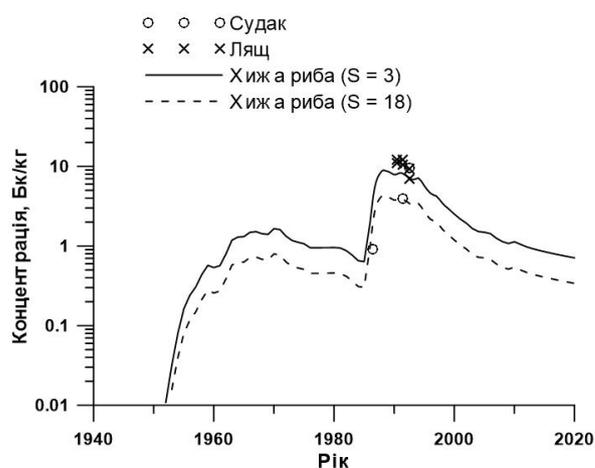
Шельфова область



Шельфова область



Камера 100



Дніпро-Бузький лиман

Рисунок 4.14 – Порівняння результатів моделювання (криві на графіках) з вимірами (точки) концентрації ^{90}Sr у різних видах риби в камерах Чорного моря

Вплив зниженої солоності на засвоєння ^{90}Sr морськими організмами є особливо важливим для Дніпро-Бузького лиману, який характеризується досить низькою солоністю ($S = 3$). Параметризація залежності інтенсивності засвоєння даного радіонукліда від солоності дозволяє отримати краще співпадіння отриманих результатів з вимірами (рис. 4.14), порівняно з випадком, коли в розрахунках використовувалась характерна для Чорного моря солоність ($S = 18$). Загалом модель відтворює динаміку зміни концентрації ^{90}Sr в різних видах риби в Чорному морі, про що свідчать статистичні показники: $GM = 0,98$ і $GSD = 1,98$.

4.6. Оцінки вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у Чорному морі на основі результатів моделювання

Статистичні співвідношення між розрахованими концентраціями ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді і донних відкладеннях і відповідними вимірами підтверджують, що модель POSEIDON-R правильно відтворює зміну 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. 4.15. Видно, що у воді спостерігається два максимуми, які відповідають глобальному (1966 рік) та чорнобильському (1986 рік) випадінням. При цьому загальний вміст ^{137}Cs в 1986 році (3668 ТБк) був приблизно у 2 рази більшим, ніж в 1966 році (1858 ТБк).

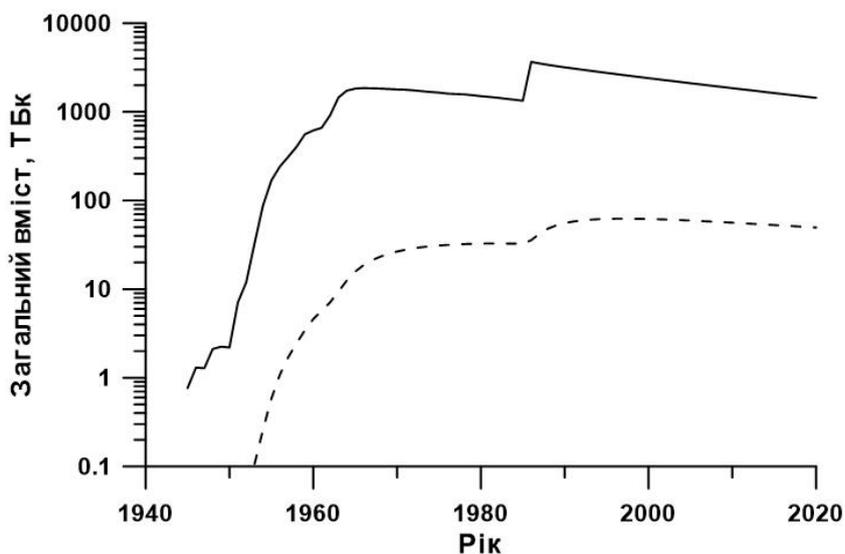


Рисунок 4.15 – Загальний вміст ^{137}Cs у воді (суцільна лінія) і донних відкладеннях (штрихова лінія) Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R

У донних відкладеннях вміст ^{137}Cs значно менший, ніж у воді. Відношення вмісту радіонукліда в 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. Так, 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. 4.6). 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 швидкість його очищення, було здійснено аналіз зміни з часом вмісту ^{137}Cs у 100-метровому поверхневому шарі води, а отримані значення порівнювались з оцінками, приведеними в попередніх дослідженнях різних авторів [159, 179, 188, 189]. На рис. 4.16 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 в поверхневому шарі Чорного моря становив близько 470 ТБк. Він збільшився в 5,7 разів (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. В таблиці 4.3 приведені основні джерела та шляхи витоку ^{137}Cs і ^{90}Sr 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 [159]. Розрахунки показують, що таке зменшення в 80-х – 90-х роках ХХ століття відбувалося за 8 років, у 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 цілому Чорному морі зниження вмісту ^{137}Cs відбувається в основному за рахунок його радіаційного розпаду [178].

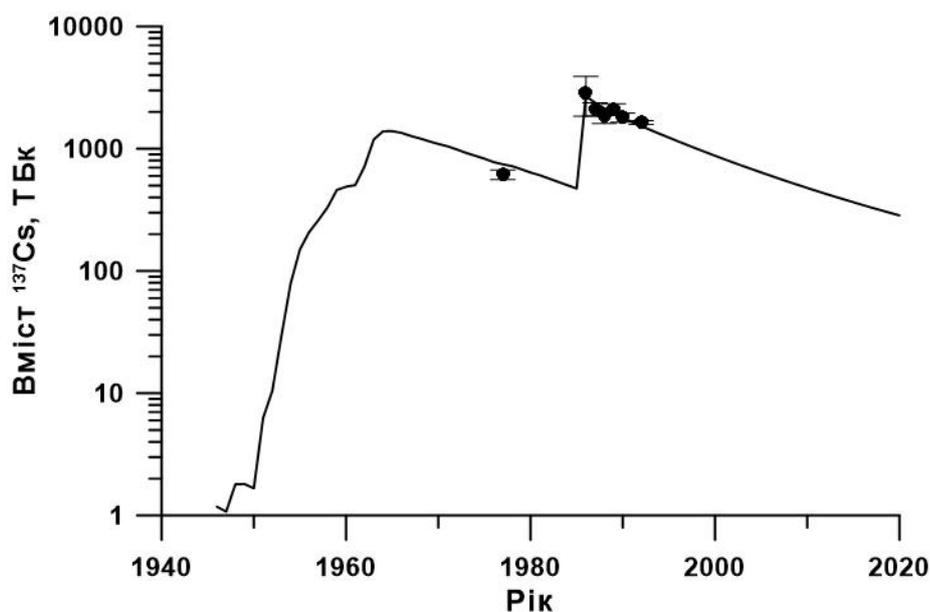


Рисунок 4.16 – Вміст ^{137}Cs у поверхневому 100-метровому шарі води Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R (суцільна крива) і оцінений на основі вимірювань (точки з довірчими інтервалами) у дослідженнях [159, 179, 188, 189]

Таблиця 4.3 – Основні джерела та шляхи витоку ^{137}Cs і ^{90}Sr для поверхневого шару Чорного моря з 2000 по 2010 роки, розраховані моделлю POSEIDON-R

	^{137}Cs , ТБк	^{90}Sr , ТБк
Вміст станом на 2000 рік	877	422
Глобальне атмосферне випадіння	0.5	0.3
Притік з водою річок Дніпра і Дунаю	3.2	15.4
Притік з Азовського моря	8.9	2.9
Витік в Азовське море	-6.6	-2.6
Витік через протоку Босфор	-74	-41
Проникнення в глибші шари води	-168	-78
Радіаційний розпад	-163	-85
Вміст станом на 2010 рік	478	234

У той же час оцінка вмісту ^{137}Cs у донних відкладеннях Чорного моря в роботі [159] дається на рівні 200-800 ТБк, що набагато більше, ніж згідно з розрахунками моделі POSEIDON-R. Це може пояснюватись тим, що в роботі [159] 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 в глибоководній частині моря концентрація радіонукліда в донних відкладеннях значно менша через повільне проникнення забруднення туди.

Зміна вмісту ^{90}Sr у Чорному морі відбувалася схожим чином. Загальний вміст ^{90}Sr після аварії на ЧАЕС у 1986 році (1645 ТБк) був у 1,6 рази більшим, ніж в 60-х роках ХХ століття (1000 ТБк) під час максимуму глобального атмосферного випадіння в результаті випробувань атомної зброї. На рис. 4.17 представлено порівняння розрахованих значень загального вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді і донних відкладеннях Чорного моря в різні моменти часу. Видно, що криві на рис. 4.17 а ідуть практично паралельно, що свідчить про ідентичну зміну вмісту обох радіонуклідів у водному шарі Чорного моря. Є деяка різниця у відношенні вмісту ^{137}Cs до ^{90}Sr перед аварією на ЧАЕС і після неї. До аварії загальна кількість ^{137}Cs у воді була більшою від відповідної кількості ^{90}Sr в 1,85 рази, а після аварії це співвідношення стало рівним 2,09 за рахунок різниці в атмосферному випадінні 1986 року на поверхню Чорного моря між цими двома радіонуклідами. Суттєвішою є різниця між вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr у донних відкладеннях (рис. 4.17 б). За рахунок різниці в хімічних властивостях, зокрема в коефіцієнті розподілу, ^{137}Cs краще адсорбується твердими частинками, що приводить до більшого накопичення в донних відкладеннях, у порівнянні з ^{90}Sr . Відношення загального вмісту ^{137}Cs до ^{90}Sr у дні Чорного моря змінюється в межах від 4 до 5 в різні періоди часу.

Розрахований вміст ^{90}Sr у поверхневому 100-метровому шарі Чорного моря (рис. 4.18) узгоджується з оцінками, здійсненими на основі вимірювань [159, 173, 179]. Це опосередковано підтверджує, що значення джерел радіонукліда, прийнятих у моделюванні, були близькими до реальних. Згідно з розрахунками, перед аварією на ЧАЕС вміст ^{90}Sr у поверхневому шарі Чорного моря становив близько 260 ТБк. Він збільшився в 4,3 рази (до 1130 ТБк) у 1986 році. Після цього вміст ^{90}Sr поступово зменшувався за рахунок радіоактивного розпаду, проникнення в більш глибокі шари та витоку через Босфорську протоку в Мармурове, а потім і в

Середземне море (табл. 4.3). З таблиці видно, що загалом зміни вмісту обох радіонуклідів у Чорному морі є схожими. Різниця стосується лише більшого стоку ^{90}Sr з водою річок та незначним переважанням доданку, пов'язаним з радіаційним розпадом ^{90}Sr , що пояснюється дещо меншим періодом його напіврозпаду. Але це не має суттєвого впливу на загальну тенденцію.

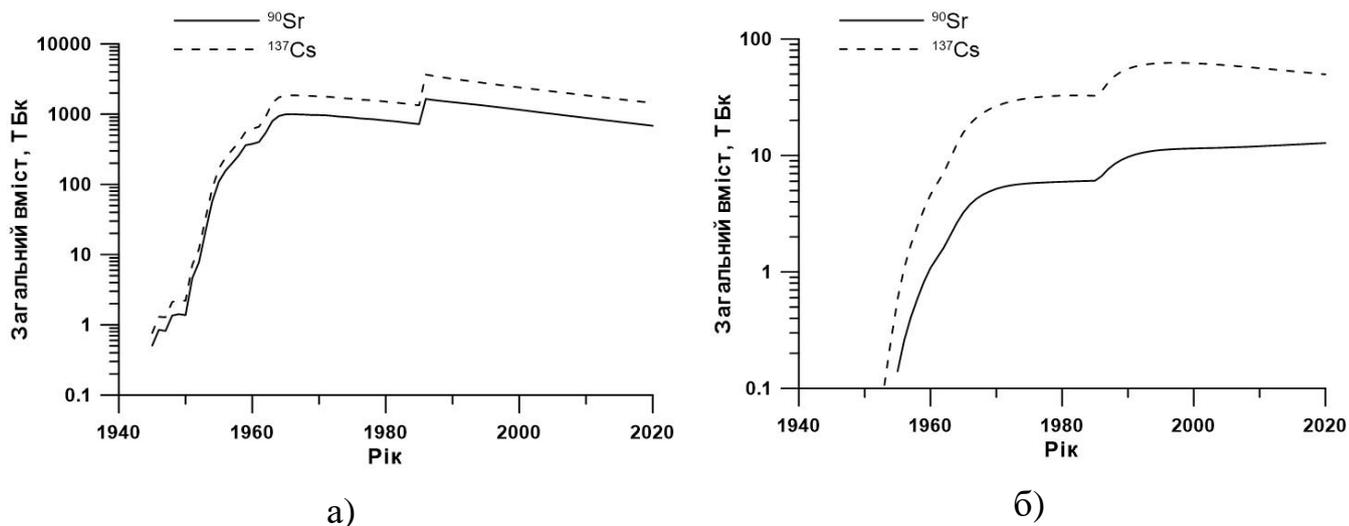


Рисунок 4.17 – Загальний вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді (а) і донних відкладеннях (б) Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R

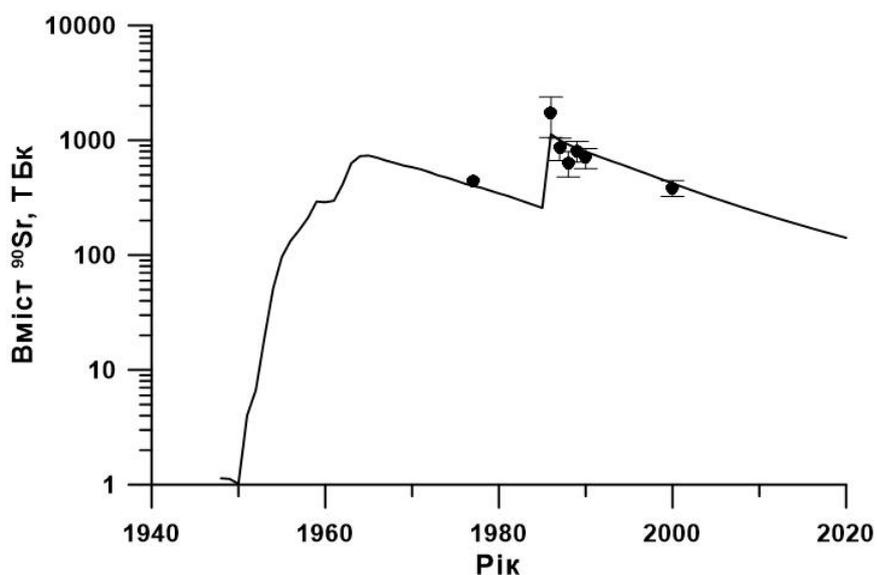


Рисунок 4.18 – Вміст ^{90}Sr у поверхневому 100-метровому шарі води Чорного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R (суцільна крива) і оцінений на основі вимірювань (точки з довірчими інтервалами) у дослідженнях [159, 173, 179]

Щодо швидкості очищення, то розрахунки показують, що зменшення вмісту ^{90}Sr у поверхневому шарі Чорного моря в 2 рази відбувалося протягом 11 років в 1990-х і 2000-х роках та протягом 14 років в 2010-х роках. Тоді як загальний вміст ^{90}Sr в Чорному морі зменшився в 2 рази приблизно за 27 років. У порівнянні з ^{137}Cs було отримане повільніше зменшення вмісту ^{90}Sr у Чорному морі. Це може пояснюватись лише більшим стоком ^{90}Sr з водою річок Дніпра і Дунаю, який частково компенсує його витік через Босфорську протоку і радіаційний розпад.

4.7 Висновки до розділу 4

Довгострокове моделювання забруднення Чорного моря радіоактивними ^{137}Cs і ^{90}Sr з використанням камерної моделі POSEIDON-R було проведене з врахуванням основних джерел радіонуклідів: глобального випадіння в результаті випробувань атомної зброї, атмосферного випадіння після аварії на ЧАЕС 1986 року та стоку радіоактивності з водою річок, які знаходяться в басейні Чорного моря. Порівняння результатів розрахунків з вимірами показало, що модель правильно відтворює розподіл радіоактивності у поверхневому шарі води в різні моменти часу, її перенос у глибоководні області, а також зміну забруднення донних відкладень і різних видів риби. Це означає, що камерна модель POSEIDON-R, адаптована до Чорного моря, може застосовуватися в рамках системи RODOS або інших систем комп'ютерної підтримки рішень для здійснення оперативних оцінок впливів різних джерел радіоактивного забруднення на населення країн Чорноморського регіону при виникненні таких джерел у майбутньому.

Показано, що параметризація залежності засвоєння ^{137}Cs і ^{90}Sr морськими організмами від солоності (концентрації конкуруючих іонів калію K^+ і кальцію Ca^{2+} , відповідно) дозволяє отримати краще співпадіння результатів моделювання з вимірами як для нехижих, так і для хижих видів риби в Дніпро-Бузькому лимані, де спостерігається досить низька солоність $S = 3$. З іншого боку, розпріснення морської

води до величини солоності $S = 18$, яка характерна для основної частини Чорного моря, порівняно з океанською солоністю $S = 33$, не має значного впливу на засвоєння даних радіонуклідів морськими організмами.

Отримана динаміка зміни концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr в 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. Таким чином, концентраційний фактор ^{137}Cs у Чорному морі для нехижої риби, згідно з результатами моделювання, становить 81 л/кг, а для хижої – 95 л/кг. Для ^{90}Sr відповідні величини дорівнюють 9 л/кг і 13 л/кг.

У роботі здійснені оцінки вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі на основі результатів моделювання. Показано, що вміст даних радіонуклідів 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 і ^{90}Sr 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.

Узгодження результатів моделювання з вимірами як для концентрацій радіонуклідів в різних компонентах морського середовища, так і для змін їхнього вмісту дозволяє оцінити значення заданих у роботі джерел радіоактивності в порівнянні з відповідними оцінками, зробленими в попередніх роботах. У моделі значення загальної величини атмосферного випадіння ^{137}Cs на поверхню Чорного моря внаслідок аварії на ЧАЕС дорівнювало 2400 ТБк, що узгоджується з попередніми оцінками. Для ^{90}Sr відповідне значення атмосферного випадіння в 1986 році повинно становити близько 900 ТБк для отримання доброго співпадіння розрахованих концентрацій і загального вмісту радіонукліда в Чорному морі з вимірами. Ця величина втричі більша, ніж оцінки, здійснені в попередніх дослідженнях, що може свідчити про необхідність їхнього перегляду.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [143, 178, 260].

РОЗДІЛ 5

МОДЕЛЮВАННЯ ПЕРЕНОСУ ^{137}Cs В ІНШИХ ЄВРОПЕЙСЬКИХ МОРЯХ

У даному розділі описаний процес адаптації камерної моделі POSEIDON-R до європейських морів з метою їхнього включення в систему ядерного аварійного реагування RODOS, а також представлені результати моделювання переносу радіоактивного забруднення в них. При цьому в кожному випадку описуються процеси, які до цього не розглядалися. Зокрема, в Середземному морі реалізована складна двошарова схема водообміну з Чорним морем, за допомогою якої здійснене уточнення балансу радіоактивності в обох морях. У Балтійському морі розглядається розповсюдження радіоактивного цезію з використанням двох різних моделей і здійснюється порівняння їхніх результатів. У Північному та Ірландському морях враховуються процеси резуспензії донних відкладень, що дозволяє краще описати розподіл забруднення між водою і дном у межах камерної моделі.

5.1 Середземне море

Середземне море входить в унікальний ланцюжок напівзакритих морів півдня Європи, з'єднаних між собою вузькими і мілкими протоками. Воно з'єднане з Чорним морем системою Турецьких проток (протоки Босфор та Дарданелли і Мармурове море між ними), а з Атлантичним океаном – протокою Гібралтар. Це досить глибоке море, середня глибина якого досягає 1500 м, з дуже вузьким континентальним шельфом, площа якого не перевищує 10% загальної площі моря. Іноді Середземне море розглядають як зменшену копію Світового океану, оскільки йому характерні більшість процесів, що відбуваються в океані, але в зменшених масштабах [190].

Середземне море є концентраційною водоймою, в якій випаровування вище, ніж сума атмосферних опадів та річкового стоку. Це пов'язано з географічним положенням, що характеризується сухим і теплим кліматом, та невеликою кількістю річок. Дефіцит води в морі поповнюється водою з Атлантичного океану, що втікає через протоку Гібралтар. Ця вода розповсюджується з заходу на схід Середземного моря в поверхневому шарі. При цьому в ній поступово зростає солоність і густина за рахунок випаровування. В районі острова Крит відбувається інтенсивне охолодження води під впливом північних вітрів, що приводить до подальшого збільшення її густини та занурення на глибину 200-400 м. Після цього вона починає рухатися на захід і витікає з Середземного моря через протоку Гібралтар в глибинному шарі. Найглибші частини моря заповнюються водою в результаті епізодичних імпульсів стікання охолодженої на шельфі води в Ліонській затоці, Адріатичному морі та, в меншій мірі, в Егейському морі.

У даній частині роботи описані процеси відтворюються за допомогою водообміну між камерами в моделі POSEIDON-R. Зрозуміло, що це досить спрощене представлення реальної гідродинаміки моря. Тому необхідно якомога краще задати всі потоки для моделювання переносу забруднення, що визначається циркуляцією води. З іншого боку, це перша спроба описати систему складних течій у Середземному морі за допомогою камерної моделі. Альтернативою є застосування тривимірної моделі термогідродинаміки моря, але така модель є надзвичайно ресурсоємною у порівнянні з камерною моделлю.

5.1.1 Система камер

У моделі POSEIDON-R використовується спільна система камер для Чорного, Азовського, Мармурового і Середземного морів, описана в попередньому розділі (рис. 4.1). Об'єм і середня глибина кожної камери Середземного моря розраховувалися на основі даних про глибини, що використовуються в розрахунках

Європейської моделі океану NEMO, які знаходяться у вільному доступі [191]. Оскільки дана система камер спільна для всього ланцюжка південно-європейських морів, кожна камера ділиться по вертикалі на шари глибиною 0-25 м, 25-100 м, 100-600 м і понад 600 м, як це було здійснено для адаптації моделі POSEIDON-R до Чорного моря. Обмін водою між камерами розраховувався методом усереднення за 10 років (1990-1999) тривимірних течій, отриманих чисельною моделлю NEMO з використанням даних реаналізу [191]. Враховувалися також потоки води з основних річок Рони ($56 \text{ км}^3/\text{рік}$) і По ($46 \text{ км}^3/\text{рік}$), а також обмін водою з Мармуровим морем та Атлантичним океаном.

Особливості водообміну між Чорним, Мармуровим і Середземним морями через протоки Босфор і Дарданелли детально описані в попередньому розділі роботи. Обмін водою між Середземним морем і Атлантичним океаном також має двошарову структуру, коли в Середземне море вода втікає в поверхневому шарі, а витікає з нього – в глибинному. В табл. 5.1 представлені потоки води на основі кліматологічних даних, оцінених за співвідношеннями Кнудсена, та у випадку прямих вимірів. У даному розділі використовувалися значення водообміну, згідно з вимірами [192] та результатами моделювання [177] у базовому сценарії, а також здійснювалась оцінка вмісту ^{137}Cs в Середземному морі в залежності від величини потоків води через протоки Босфор і Дарданелли та через Гібралтарську протоку для оцінки чутливості моделі до зміни даних параметрів.

Таблиця 5.1 – Потоки води ($\text{км}^3/\text{р}$) в протоці Гібралтар (додатні значення потоків характеризують напрям течій з Атлантичного океану в Середземне море)

	Верхній шар	Нижній шар
Співвідношення Кнудсена [201]	47664	-45412
Прямі виміри [192]	25544	-24598

5.1.2 Джерела ^{137}Cs у Середземному морі

Моделювання переносу ^{137}Cs у морському середовищі системи південно-європейських морів проводилося для періоду 1945-2020 років із врахуванням основних джерел радіонукліда. Максимальний внесок у забруднення Середземного моря радіоактивним ^{137}Cs склало глобальне атмосферне випадіння внаслідок випробувань атомної зброї в минулому столітті [193]. Існують наступні способи визначення величини атмосферного випадіння на камери моделі: 1) за даними густини глобального випадіння ^{137}Cs між 30-40 та 40-50 градусами північної широти, де і знаходиться Середземне море, для періоду 1945-2000 років [11]; 2) за усередненими даними вимірювань в італійських морях для періоду 1960-1984 років [194]. Зміна з часом густини глобального випадіння для обох випадків зображена на рис. 5.1. Тут оцінка густини атмосферного випадіння ^{137}Cs для періоду 2001-2020 років здійснювалась методом екстраполяції усереднених значень за попередні 5 років з врахуванням радіоактивного розпаду (рис. 5.1).

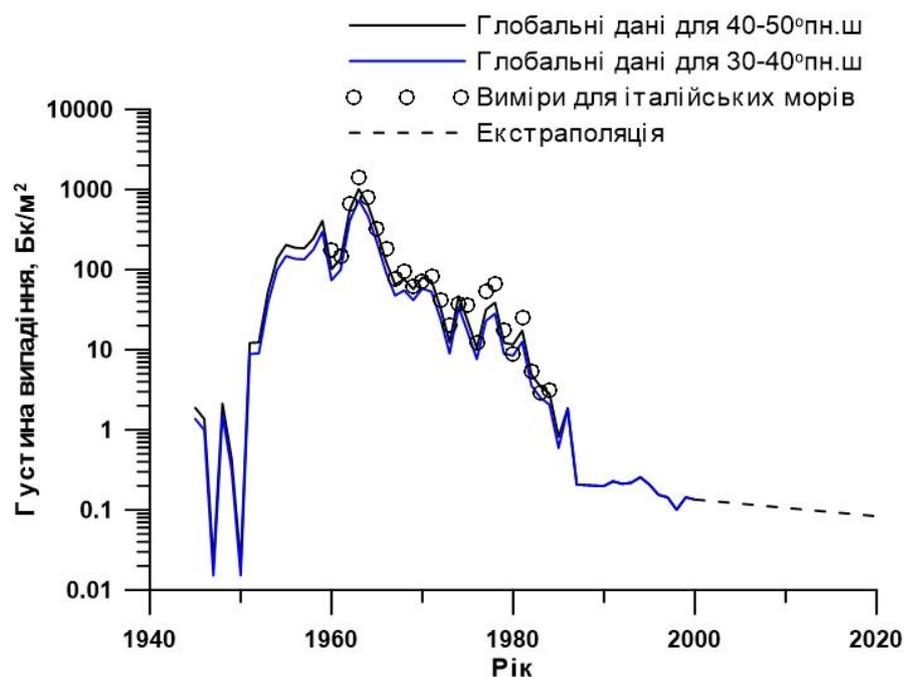


Рисунок 5.1 – Густина глобального атмосферного випадіння ^{137}Cs для Середземного моря

Атмосферне випадіння на поверхню Середземного моря внаслідок аварії на ЧАЕС у 1986 році було нерівномірним з максимумами в Егейському і Адриатичному морях. У роботі густина даного випадіння розподілялася між камерами моделі, згідно з публікаціями [180, 193, 195, 196]. При цьому загальна кількість ^{137}Cs , що випала на поверхню Середземного моря в 1986 році, повинна була узгоджуватись з оцінкою [197], яка складає 2500 ТБк. Відтворена таким чином густина атмосферного випадіння внаслідок аварії на ЧАЕС для системи південно-європейських морів зображена на рис. 5.2. Ці значення, а також сумарне випадіння на різні частини Середземного моря приведені в таблиці 5.2.

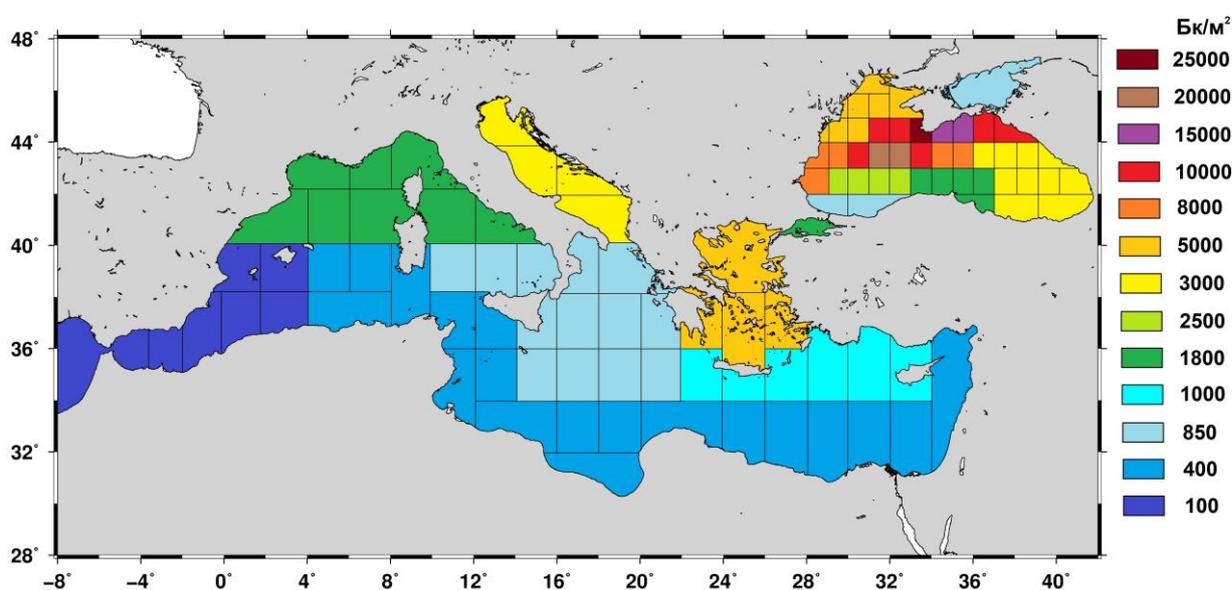


Рисунок 5.2 – Реконструкція густини атмосферного випадіння ^{137}Cs внаслідок аварії на ЧАЕС для системи південно-європейських морів

Стік ^{137}Cs з поверхні землі в річкову систему, а потім з річковою водою – в море оцінювався з використанням узагальненої моделі річкового стоку [181] для всього періоду розрахунків. Також враховувався витік ^{137}Cs з ядерного центру Маркуль у річку Рону, на березі якої він знаходиться. На рис. 5.3 а зображений потік ^{137}Cs через основні річки Середземного моря (Рону і По) з врахуванням витоку з ядерного центру. Обмін ^{137}Cs з Атлантичним океаном враховувався через протоку Гібралтар. Для цього використовувалася камера № 2 (рис. 4.1), яка має 3 вертикальні шари, що

дозволяє описувати різнонаправлені потоки радіонукліда в різних шарах. Отже, значення потоків ^{137}Cs між океанською камерою і камерою № 2 задавалися такими, щоб досягнути узгодження (рис. 5.3 б) отриманих концентрацій з вимірами [183]. Потоки радіонукліда між Середземним і Чорним морями враховувалися автоматично, оскільки одночасно розглядалася вся система південно-європейських морів.

Таблиця 5.2 – Густина атмосферного випадіння ^{137}Cs у травні 1986 року, а також сумарне випадіння на різні частини Середземного моря (реконструкція)

Область	Густина випадіння, Бк/м ²	Сумарне випадіння, ТБк	Камери
Егейське море	5000	620	49-52
Адріатичне море	3000	360	41-44
Північно-західна частина	1800	550	8, 13-16, 19-21
Критське море та південне узбережжя Туреччини	1000	220	48, 53, 56, 57, 60, 61
Іонічне і Тірренське моря	850	385	22-24, 30-34, 38-40, 45, 46
Північне узбережжя Африки	400	340	11, 12, 17, 18, 25-29, 35-37, 47, 54, 55, 58, 59, 62, 63
Південне узбережжя Іспанії	100	25	2-7, 9, 10

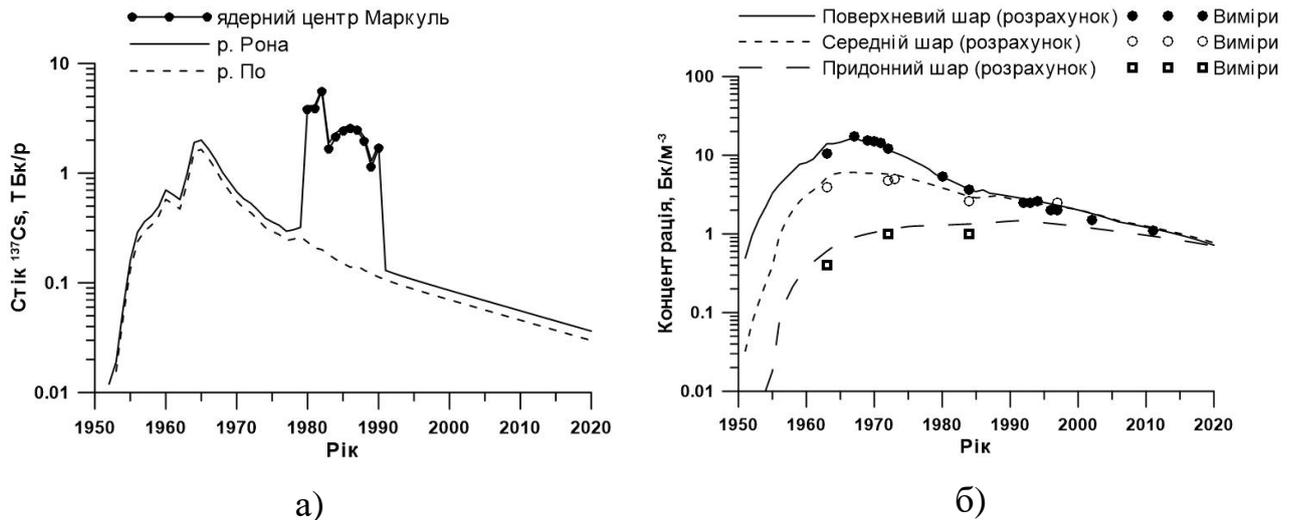


Рисунок 5.3 – Річковий стік ^{137}Cs у Середземне море з врахуванням витоку радіонукліда з ядерного центру Маркуль у річку Рону (а); порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs в різних вертикальних шарах камери № 2 з вимірами [183] на відповідних глибинах (б)

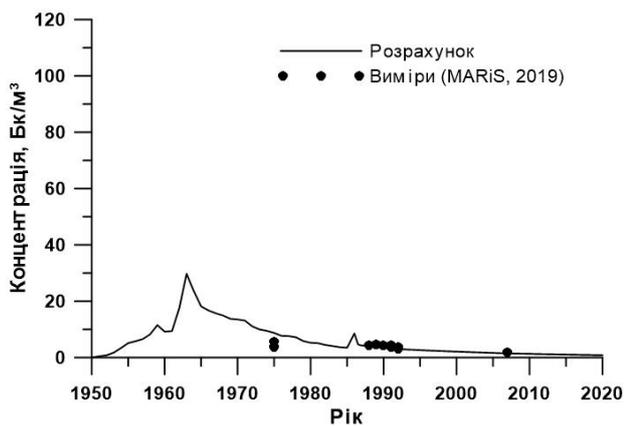
Таким чином, у роботі враховувалися наступні джерела ^{137}Cs в Середземному морі: 1) глобальне випадіння внаслідок випробувань атомної зброї; 2) атмосферне випадіння в результаті аварії на ЧАЕС; 3) потік з Атлантичного океану через протоку Гібралтар; 4) потік з Чорного моря через систему Турецьких проток; 5) стік з річковою водою, що включає в себе витік радіонукліда з ядерного центру Маркуль. За результатами моделювання була здійснена оцінка внеску кожного з цих джерел у загальний вміст радіонукліда в морі.

5.1.3 Порівняння розрахованих концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами

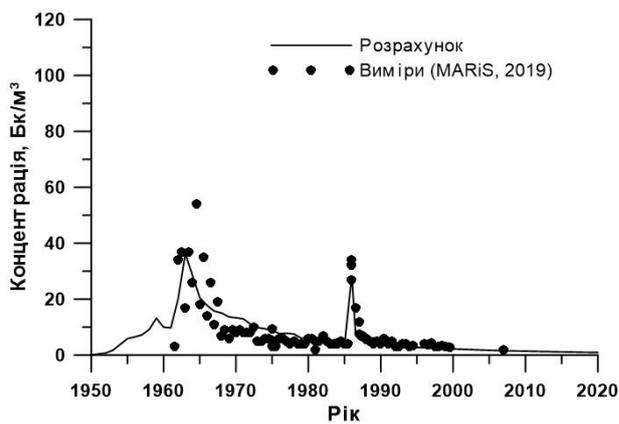
Результати розрахунків у поверхневому шарі води показують різну поведінку концентрації ^{137}Cs у різних частинах Середземного моря протягом 1945-2020 років. Наприклад, на рис. 5.4 приведені порівняння розрахованих і вимірних [183]

концентрації радіонукліда в шести типових областях. У кожній області можна спостерігати три максимуми забруднення різної величини. Два з них (у 1959 і 1963 роках) були спричинені атмосферним випадінням у результаті випробувань атомної зброї (див. рис. 5.1). Максимум концентрації в 1963 році змінювався від 16 Бк/м³ на крайньому заході Середземного моря, де відбувається водообмін з Атлантичним океаном, до 48 Бк/м³ у східній частині моря. Після цього поверхнева концентрація радіонукліда поступово зменшувалася і досягнула 3,4-5,3 Бк/м³ перед аварією на ЧАЕС. Основними процесами, які привели до цього, було розведення забруднення у великому об'ємі води від впливом течій і вертикальної дифузії, зимова конвекція в глибоководні шари в деяких областях, радіоактивний розпад. За рахунок суттєвої неоднорідності чорнобильського випадіння в 1986 році, його внесок в підвищення концентрації ¹³⁷Cs у різних областях був неоднорідним. Наприклад, біля берегів Іспанії відповідне підвищення концентрації становило всього 0,1 Бк/м³, а в Егейському морі – 84,7 Бк/м³. Таким чином, лише в невеликій частині Середземного моря, а саме в Адріатичному і Егейському морях, концентрація ¹³⁷Cs від його випадіння внаслідок аварії на ЧАЕС перевищила концентрацію, спричинену глобальним атмосферним випадінням від випробувань атомної зброї.

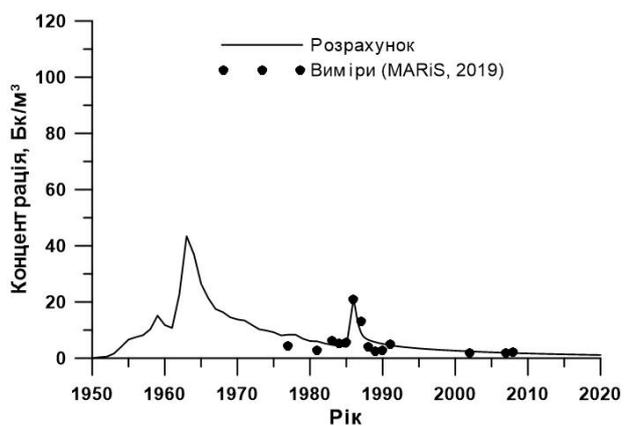
На рис. 5.5 видно наскільки швидко забруднення з поверхневого шару поширюється на глибину. Наприклад, на глибину понад 600 м забруднення проникає приблизно за 30 років, що набагато швидше, ніж у Чорному морі (див. рис. 4.6), яке характеризується надзвичайно слабким вертикальним перемішуванням. Важливою є відмінність між західною і східною частинами Середземного моря (рис. 5.5), яка полягає в тому, що концентрація ¹³⁷Cs у західній частині зменшується швидше в поверхневому шарі води за рахунок розведення менш забрудненою водою, що втікає через протоку Гібралтар з Атлантичного океану.



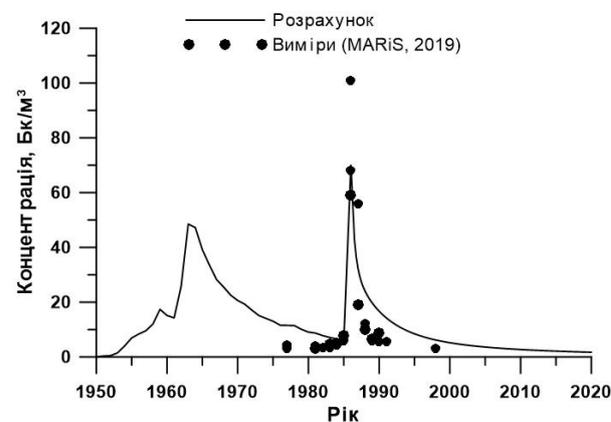
Камера 12 (Альгеро-Балеарський
басейн)



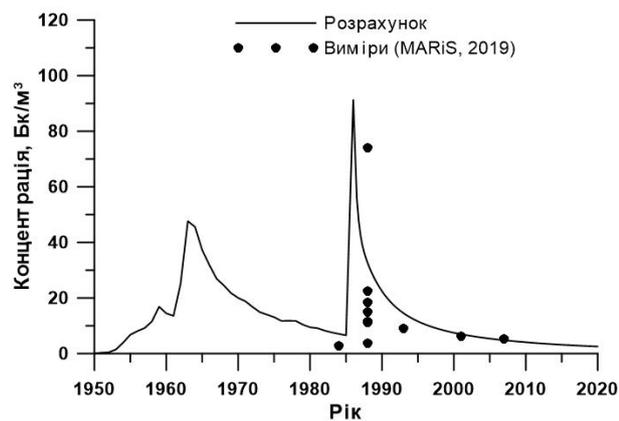
Камера 19 (Лігурійське море)



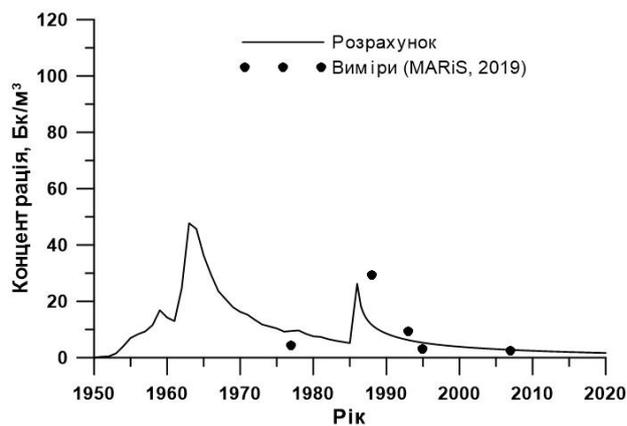
Камера 33 (Іонічне море)



Камера 42 (Адріатичне море)



Камера 51 (Егейське море)



Камера 60 (Левантинське море)

Рисунок 5.4 – Порівняння розрахованих і вимірених концентрацій ^{137}Cs у поверхневому шарі води для шести типових областей Середземного моря

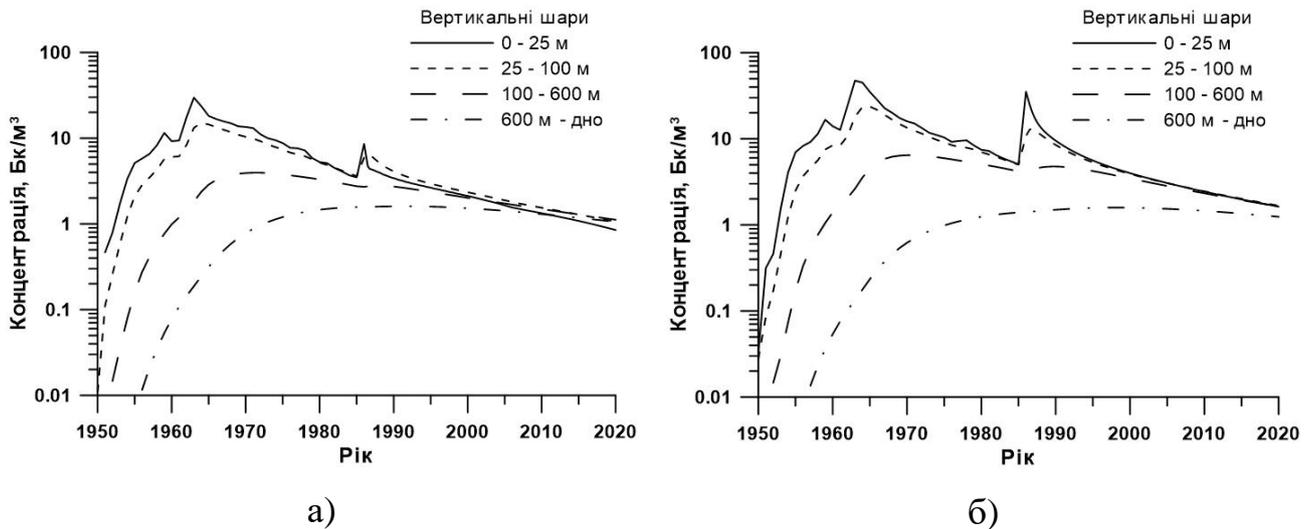


Рисунок 5.5 – Розрахована зміна концентрації ^{137}Cs у вертикальних шарах води для (а) західної частини Середземного моря (камера 12) і (б) східної частини Середземного моря (камера 56)

Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs з вимірами [183, 193] для вертикальних профілів різних частин Середземного моря (рис. 5.6) показує, що модель правильно відтворює розподіл забруднення по вертикалі та його зміну з часом. Зокрема, видно, що в західній частині в 2000-х роках формується локальний максимум концентрації на глибині 100-300 м, що підтверджується як вимірами, так і розрахунками. Відповідно на поверхні спостерігається мінімум концентрації, зумовлений втоком менш забрудненої води з Атлантичного океану (рис. 5.5 а). Проте камерна модель через недостатню роздільну здатність не може відтворити придонного максимуму концентрації, який формується при опусканні на дно холодної забрудненої води внаслідок зимової конвекції під час епізодів інтенсивного охолодження в Ліонській затоці та в Адріатичному морі і Егейському морях.

Загалом розраховані концентрації ^{137}Cs у воді, отримані за допомогою камерної моделі POSEIDON-R, узгоджуються з вимірами для всіх камер розрахункової області. При цьому середньо-геометричне відношення значень концентрації, отриманої в результаті моделювання, до вимірної складає $GM = 1,11$, а середньо-геометричне відхилення $GSD = 1,59$ для загальної кількості точок $N = 335$.

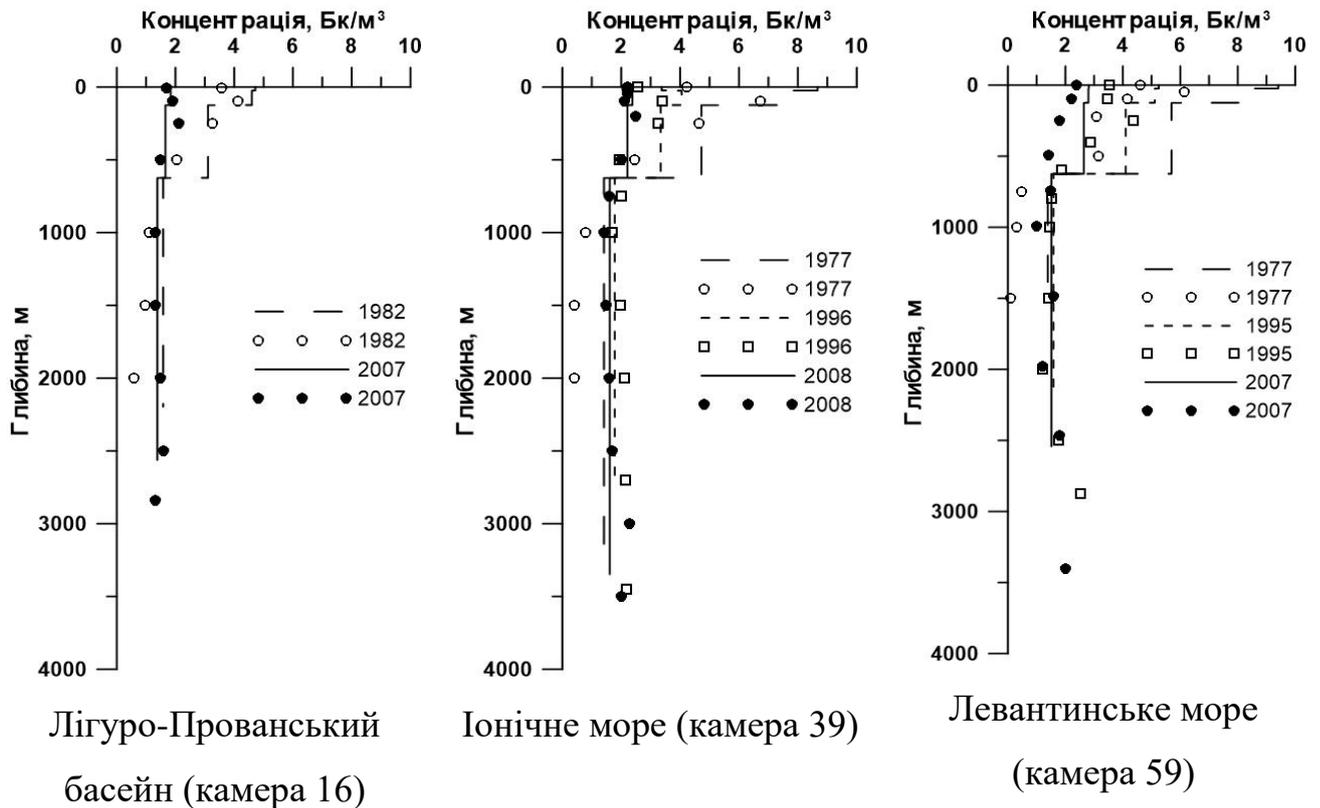


Рисунок 5.6 – Порівняння між розрахованими (лінії на графіках) і вимірними (символи) концентраціями ^{137}Cs для вертикальних профілів західної (Лігуро-Прованський басейн), центральної (Іонічне море) і східної (Левантинське море) частин Середземного моря

Результати даних розрахунків стали основою для проведення класифікації областей Середземного і Чорного морів за схожістю часових змін розподілу концентрації ^{137}Cs [143]. На їхній основі були виділені 5 областей у Середземному морі і 4 області в Чорному морі (див. рис. Е.1 у додатку), для кожної з яких знаходилась “еталонна” камера, згідно з [198], де зміни концентрації були найбільш характерними для відповідної області. Таким чином, еталонні камери можуть розглядатися як найбільш прийнятні ділянки моря для проведення вимірів.

При співставленні результатів моделювання з даними вимірювань для донних відкладень потрібно враховувати глибину в точці, де здійснюється порівняння [199]. Дуже часто вимірювання проводяться недалеко від берега на глибині до 100 м. Але оскільки шельфова область у більшій частині Середземного моря є дуже вузькою, середня глибина прибережних камер може досягати навіть 1000 м. У такому

випадку порівняння проводити некоректно. Тому розраховані і виміряні концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях порівнювалися лише для Адріатичного моря (рис. 5.7), де глибина, на якій здійснювалися виміри, є близькою до середньої глибини камер моделі. Дані вимірювань були взяті з публікацій [196, 199]. Цікаво, що концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях Адріатичного моря дещо вища, ніж на західному шельфі Чорного моря (див. рис. 4.8), хоча атмосферне випадіння в результаті аварії на ЧАЕС було більшим саме в Чорному морі. Це може пояснюватись додатковим джерелом радіоактивності за рахунок стоку річки По, а також геометричними характеристиками Адріатичного моря, яке є досить вузьким і мілким. Дані фактори приводять до довшого часу, протягом якого радіоактивність залишається в морі і накопичується в донних відкладеннях. З іншого боку, нерівномірність річкового стоку формує неоднорідну швидкість очищення донних відкладень у різних частинах (камерах) Адріатичного моря (рис. 5.7). Незважаючи на невелику кількість вимірювань, які порівнювалися з результатами моделювання, відповідні статистичні співвідношення становлять $GM = 1,18$ і $GSD = 1,89$ при $N = 12$.

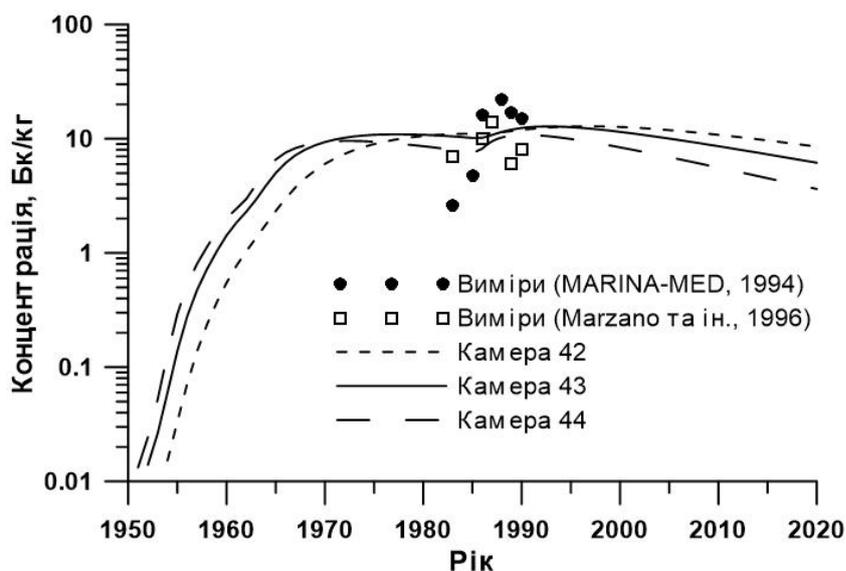


Рисунок 5.7 – Порівняння між розрахованими (лінії на графіках) і виміряними (символи) концентраціями ^{137}Cs для верхнього шару донних відкладень в Адріатичному морі

Що стосується забруднення біологічної компоненти Середземного моря радіоактивним ^{137}Cs , то в літературі немає багато даних про концентрацію радіоактивності в морських організмах [193] через її низькі значення і відсутність суттєвих джерел радіонуклідів у морі. На рис. 5.8 зображене порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs з наявними вимірами для різних морських організмів. Зокрема видно, що в Іонічному морі (камера 32) концентрація забруднення ракоподібних узгоджується з вимірами [199] концентрації ^{137}Cs у відповідні моменти часу в безхребетних організмах (рис. 5.8 а). В рамках програми “Mediterranean Mussel Watch” були здійснені виміри концентрації ^{137}Cs у мідіях (*Mytilus galloprovincialis*) в різних країнах, що знаходяться на березі Середземного і Чорного морів, у 2004-2006 роках [200]. Дані вимірювань були розподілені між різними камерами Середземного моря, згідно з географічними координатами, для порівняння з результатами моделювання (рис. 5.8 б). Розраховані і виміряні значення концентрацій ^{137}Cs в молюсках показують, що в західній частині Середземного моря (камери 3-30) забруднення нижче і більш однорідне, ніж у східній. Це пов’язано зі значно більшим впливом нерівномірного чорнобильського випадіння ^{137}Cs у східній частині моря, тоді як основним джерелом забруднення в західній частині було однорідне глобальне випадіння. На рис. 5.8 в і 5.8 г виміряні концентрації ^{137}Cs у рибі порівнювалися з результатами моделювання в Тірренському (камера 21) і Егейському (камера 50) морях, відповідно. Потрібно відмітити, що вимірювання проводилося для пелагічної риби без уточнення виду [199], тому порівняння проводилося як для нехижої так і для хижої риби. Як видно з рис. 5.8 в-г було отримане прийнятне узгодження.

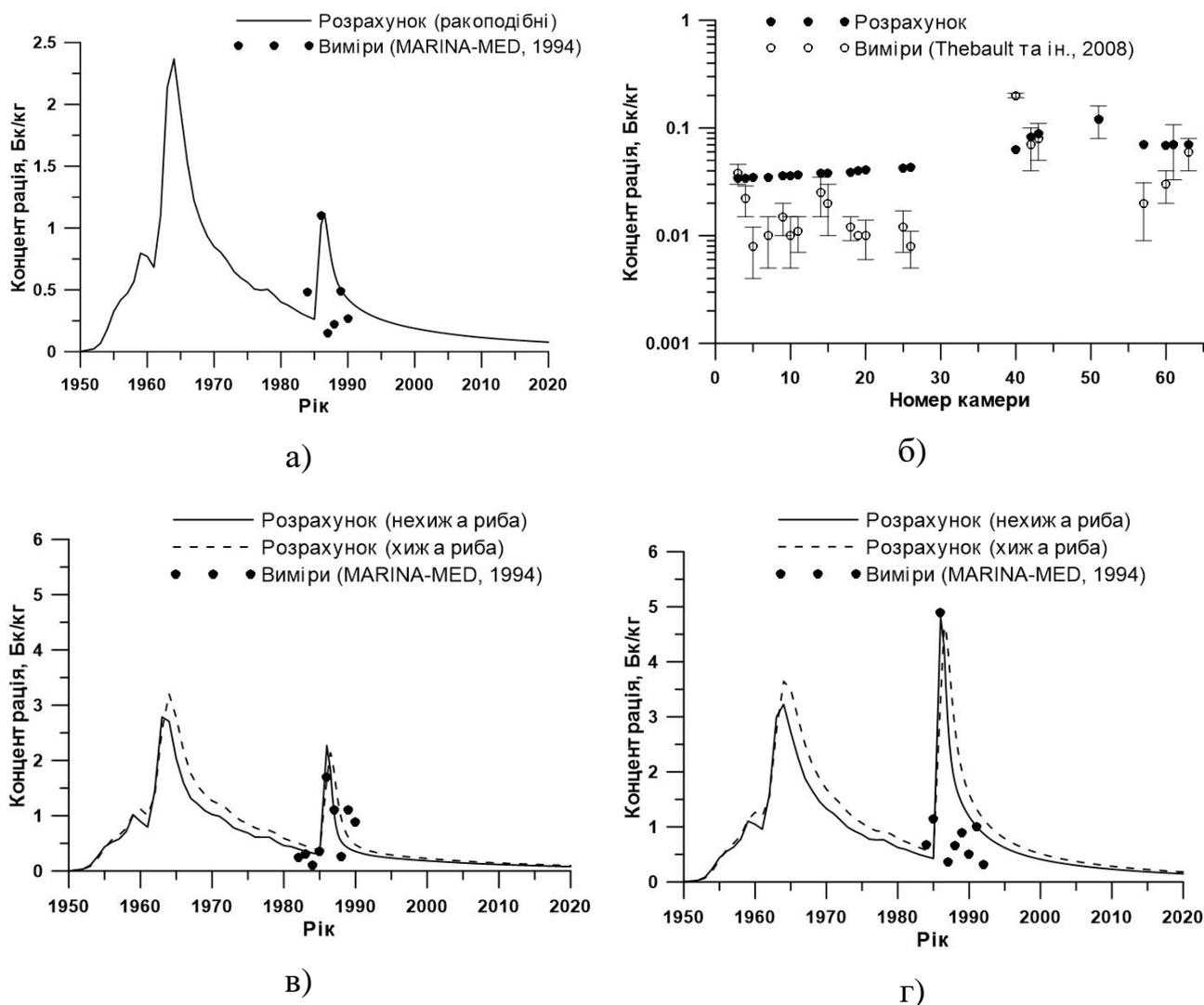


Рисунок 5.8 – Порівняння розрахованих і вимірних концентрацій ^{137}Cs в морських організмах для Середземного моря: (а) ракоподібні, (б) молюски станом на 2004-2006 роки, (в-г) пелагічна риба

Для різних типів морських організмів у Середземному морі були отримані наступні статистичні співвідношення між розрахованими і вимірними концентраціями ^{137}Cs : для ракоподібних $GM = 1,53$ і $GSD = 1,98$ при $N = 34$; для молюсків $GM = 1,96$ і $GSD = 2,04$ при $N = 37$; для нехижої пелагічної риби $GM = 1,28$ і $GSD = 2,26$ при $N = 63$. При цьому порівняння проводилося для всіх даних вимірювань, які були наявними в області моделювання.

5.1.4 Баланс ^{137}Cs та його чутливість до величини глобального атмосферного випадіння і водообміну через протоку Гібралтар та систему Турецьких проток

Зміна з часом загального вмісту ^{137}Cs у Середземному морі зображена на рис. 5.9. Його максимум (сума вмісту радіонукліда у воді і донних відкладеннях) спостерігався в 1968 році (11461 ТБк) за рахунок глобального випадіння в результаті випробувань атомної зброї. Після цього він поступово зменшувався і досягнув 9149 ТБк у 1985 році. Внаслідок аварії на ЧАЕС загальний вміст ^{137}Cs у Середземному морі знову зріс до 11460 ТБк (другий максимум). Згідно з результатами моделювання, він зменшиться до 5148 ТБк у 2020 році в основному за рахунок витоку в Атлантичний океан через протоку Гібралтар та радіоактивного розпаду.

У донних відкладеннях вміст ^{137}Cs значно менший, ніж у воді. Його максимум становив 669 ТБк у 2002 році, що складало 8,5% від загального вмісту радіонукліда в Середземному морі. Після цього відносний вміст ^{137}Cs у донних відкладеннях зростає і досягне 11,5% у 2020 році за рахунок того, що в них вміст радіонукліда зменшується повільніше, ніж у воді, оскільки єдиною реальною причиною цього зменшення є радіоактивний розпад. Варто відмітити, що в Середземному морі відносний вміст ^{137}Cs в донних відкладеннях у кілька разів більший, ніж у Чорному морі (див. розділ 4.6). Причиною цього є значно інтенсивніше вертикальне перемішування в Середземному морі, що приводить до швидшого проникнення забруднення в глибоководні області і його взаємодії з дном.

За результатами розрахунків основним джерелом ^{137}Cs у Середземному морі було глобальне випадіння, яке в три рази перевищило атмосферне випадіння в результаті аварії на ЧАЕС (табл. 5.3). Притоки радіонукліда з річковою водою та в результаті діяльності ядерного центру Маркуль склали менше 1% від глобального випадіння. Ці значення загалом узгоджуються з оцінками, наведеними в [193]. Результати моделювання показали, що втік ^{137}Cs через Гібралтар перед аварією на

ЧАЕС був повністю компенсований його витоком після аварії. Тоді як, згідно з [193], загальний втік радіонукліда з Атлантичного океану через протоку Гібралтар був позитивним і складав близько 20% від глобального випадіння. Для порівняння в табл. 5.3 представлені також оцінки внесків основних джерел та шляхів витоку ^{137}Cs для Чорного моря. Аналізуючи потоки забруднення між Чорним і Середземним морями через систему Турецьких проток видно, що величина витоку ^{137}Cs з Чорного моря через протоку Босфор дорівнює величині витоку в Середземне море через протоку Дарданелли. Проте в зворотному напрямку з Середземного моря витікає більше радіонукліда, ніж втікає в Чорне море. Це означає, що різниця між цими потоками знаходиться в глибинних шарах Мармурового моря.

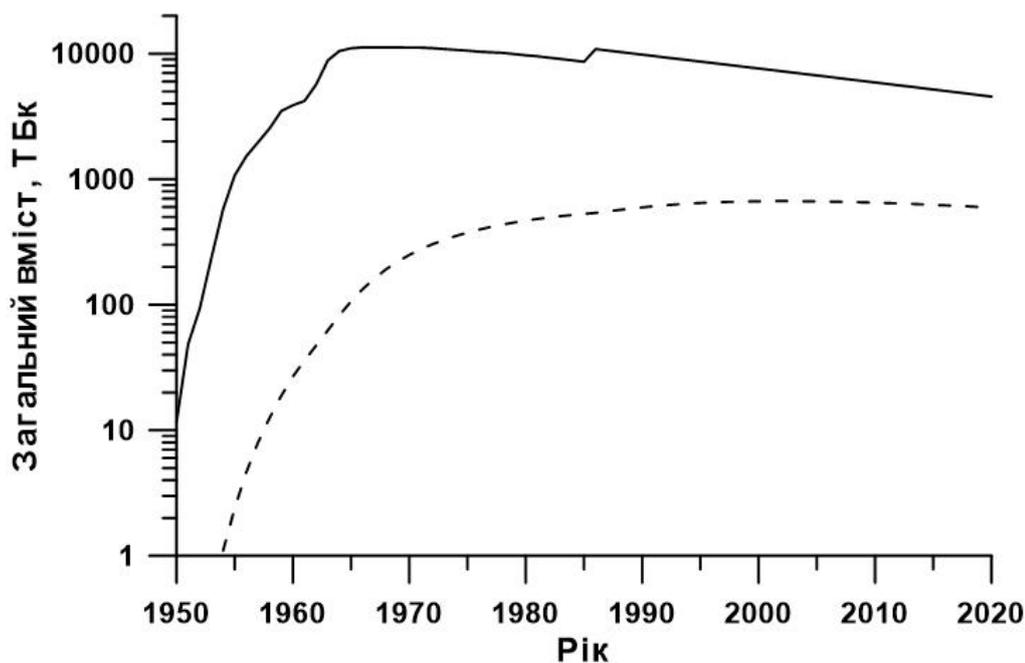


Рисунок 5.9 – Загальний вміст ^{137}Cs у воді (суцільна лінія) і донних відкладеннях (штрихова лінія) Середземного моря, розрахований моделлю POSEIDON-R

Таблиця 5.3 – Оцінки внесків основних джерел та шляхів витоку ^{137}Cs у загальний вміст радіонукліда для Середземного і Чорного морів станом на 2010 рік на основі результатів моделювання (з врахуванням радіоактивного розпаду)

Джерело	Середземне море, ТБк	Джерело	Чорне море, ТБк
Глобальне випадіння	4590	Глобальне випадіння	821
Чорнобильське випадіння	1440	Чорнобильське випадіння	1389
Втік через Дарданелли	540	Втік через Босфор	61
Витік через Дарданелли	-150	Витік через Босфор	-540
Втік через Гібралтар	3940	Втік з Азовського моря	68
Витік через Гібралтар	-3950	Витік в Азовське море	-36
Витік з ядерного центру Маркуль	20	-	
Стік з річковою водою	20	Стік з річковою водою	52
Вміст у воді	5900	Вміст у воді	1840
Вміст у донних відкладеннях	550	Вміст у донних відкладеннях	60
Загальний вміст	6450	Загальний вміст	1900

Чутливість результатів моделювання концентрації ^{137}Cs у морських організмах до змін параметрів моделі переносу забруднення по ланцюжку живлення розглядатиметься в розділі 6.6. У даній частині роботи описується залежність розрахованого вмісту ^{137}Cs у Середземному морі від змін вхідних параметрів, таких як величина глобального атмосферного випадіння радіонукліда, а також його потоки через Гібралтарську протоку і систему Турецьких проток. З цією метою розглядається 5 сценаріїв (табл. 5.4), для кожного з яких були розраховані величини

внесків основних джерел і шляхів витоку ^{137}Cs в загальний вміст радіонукліда в Середземному морі (табл. 5.5).

Таблиця 5.4 – Опис вхідних даних сценаріїв для оцінки чутливості моделі

Сценарій	Глобальне атмосферне випадіння	Водообмін через протоку Гібралтар	Водообмін через систему Турецьких проток
№ 1 (базовий)	Дані вимірювань для Італійських морів [194]	Прямі виміри [192]	За результатами моделювання [177]
№ 2	Усереднені по широтах дані [11]	Прямі виміри [192]	За результатами моделювання [177]
№ 3	Дані вимірювань для Італійських морів [194]	Згідно з співвідношеннями Кнудсена [201]	За результатами моделювання [177]
№ 4	Усереднені по широтах дані [11]	Згідно з співвідношеннями Кнудсена [201]	За результатами моделювання [177]
№ 5	Дані вимірювань для Італійських морів [194]	Прямі виміри [192]	Згідно з співвідношеннями Кнудсена [202]

Різниця у величині глобального атмосферного випадіння між сценаріями № 1 та № 2 становить близько 30%. Це приводить до зменшення загального вмісту ^{137}Cs в Середземному морі на 18% у сценарії № 2 по відношенню до базового сценарію. Також у сценарії № 2 змінюється сумарний потік активності через протоку Гібралтар з практично нульового до позитивного за рахунок зниження концентрації радіонукліда в морі, тобто зміни співвідношення між концентраціями в Атлантичному океані і Середземному морі. Це збільшує загальний вміст ^{137}Cs в морі

на 8%. З іншого боку, зміна водообміну через протоку Гібралтар в сценарії № 3 практично не впливає на загальний вміст радіонукліда в Середземному морі у порівнянні з сценарієм № 1, оскільки збільшення витоку компенсується збільшенням витоку. Проте це приводить до збільшення вертикального перемішування, а отже, і збільшення вмісту ^{137}Cs у донних відкладеннях.

Таблиця 5.5 – Оцінки внесків основних джерел та шляхів витоку ^{137}Cs (ТБк) в загальний вміст радіонукліда в Середземному морі станом на 2010 рік з врахуванням радіоактивного розпаду для 5 різних сценаріїв

Сценарій	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5
Глобальне випадіння	4590	3010	4590	3010	4590
Чорнобильське випадіння	1440	1440	1440	1440	1440
Втік через Дарданелли	540	490	560	510	570
Витік через Дарданелли	-150	-120	-170	-140	-150
Втік через Гібралтар	3940	3890	7360	7310	3950
Витік через Гібралтар	-3950	-3450	-7320	-6620	-3940
Витік з ядерного центру Маркуль	20	20	20	20	20
Стік з річковою водою	20	20	20	20	20
Вміст у воді	5900	4800	5800	4950	5930
Вміст у донних відкладеннях	550	500	700	600	570
Загальний вміст	6450	5300	6500	5550	6500

Таким чином, можна зробити висновок, що зміна величини глобального випадіння має більший вплив на вміст ^{137}Cs у Середземному морі, ніж зміна водообміну через протоку Гібралтар. Це підтверджується в сценарії № 4, коли при

одночасній зміні обох параметрів отримуємо варіант близький до сценарію № 2, коли розглядалася лише зміна величини глобального випадіння. Зміна водообміну через систему Турецьких проток в сценарії № 5 має мінімальний вплив на загальний вміст ^{137}Cs у Середземному морі.

5.2 Балтійське море

Балтійське море є напівзакритим порівняно мілким морем, заповненим морською водою зі значним перепадом солоності за рахунок великої кількості річок, що впадають у нього. Воно з'єднане з Атлантичним океаном мілкими і вузькими протоками, що ускладнює обмін водою. Більша частина моря характеризується глибинами до 50 м, проте існують глибокі западини з максимальною глибиною 470 м. У рамках Гельсінської комісії по захисту морського середовища Балтійського моря (HELCOM) здійснюється міжнародний моніторинг забруднення моря. Це дозволило накопичити велику кількість даних вимірювань концентрації радіонуклідів у морі [203, 204]. Тому Балтійське море є добрим прикладом для тестування моделей переносу радіоактивного забруднення в морському середовищі [205].

5.2.1 Система камер

Система камер для Балтійського моря і північно-східної частини Атлантичного океану включає 81 регіональну камеру (рис. 5.10), а також 16 додаткових камер, які відповідають за основні річки Балтійського моря. Об'єм і глибина 47 камер, що належать Балтійському морю, були розраховані на основі даних топографії дна. Камери, глибиною понад 60 м, діляться на 2 вертикальні шари

(поверхневий і придонний) для кращого опису процесів, пов'язаних зі стратифікацією моря. Вони позначені голубим кольором на рис. 5.10. Геометрія камер, що описують північно-східну частину Атлантичного океану, відповідає даним з [26].

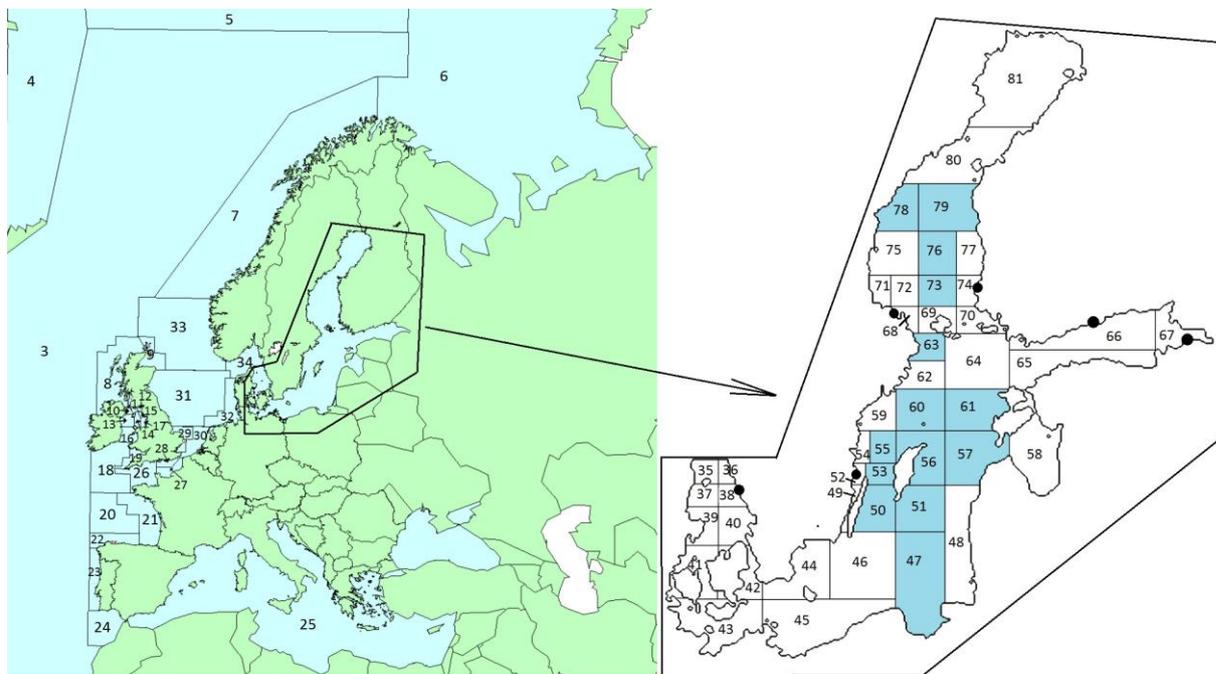


Рисунок 5.10 – Система камер для Балтійського моря і північно-східної частини Атлантичного океану. Чорні точки позначають діючі АЕС

Обмін водою між камерами Балтійського моря розраховувався в результаті усереднення за 10 років (1991-2000 рр.) течій, отриманих 3-вимірною моделлю SMNІ Шведського гідрометеорологічного інституту. Потоки води між іншими камерами приймалися рівними відповідним величинам з [29]. Притік річкової води враховувався за допомогою додаткових камер для того, щоб отримати правильний баланс води в Балтійському морі та потік радіоактивності з водою річок. Величина річкового стоку та положення гирла кожної річки приведені в табл. 5.6. При цьому загальний потік складає $484 \text{ км}^3/\text{р}$, згідно з даними [206]. Через досить велику кількість прісної річкової води, що втікає в північні області Балтійського моря, а також через значну віддаленість цих областей від Атлантичного океану, в морі формується стійкий градієнт солоності. В моделі величина солоності поступово

зменшується від $S = 25$ у західній частині моря (камери 35-40) до $S = 15$ у центральній частині і до $S = 5$ у Фінській затоці (камери 65-67) та Ботнічній затоці (камери 80-81).

Таблиця 5.6 – Розподіл річкового стоку в Балтійському морі між камерами моделі POSEIDON-R

Річка	№ камери, куди вона впадає	Річковий стік, км ³ /р
Гета-Ельв + малі річки	36	23
Всі річки Данії	39	5
Малі річки Німеччини	43	9
Одра + малі річки	45	25
Вісла + малі річки	47	50
Німан + малі річки	48	30
Мутала + малі річки Швеції	59	9
Західна Двіна + малі річки	58	31
Нарва + малі річки	65	20
Кюмійокі + малі річки	66	13
Нева	67	79
Далельвен + малі річки	71	18
Кокемяенйокі + інші малі річки Фінляндії	77	25
Онгерманельвен + Індальсельвен + менші річки	78	47
Умеельвен + менші річки	80	22
Кемійокі + Турнеельвен + інші річки півночі Балтійського моря	81	78
Всього		484

Концентрація зважених у воді частинок була розрахована 3-вимірною моделлю гідродинаміки THREETOX [20, 66] на основі даних про середні розміри частинок на дні в різних частинах Балтійського моря [207]. У результаті були отримані концентрації, характерні для кожної камери моделі POSEIDON-R. Швидкість осідання частинок у кожній камері, що також є параметром моделі, розраховувалася на основі даних про розміри цих частинок.

5.2.2 Джерела радіоактивного забруднення Балтійського моря

Основними джерелами ^{137}Cs у Балтійському морі були: а) глобальне атмосферне випадіння в результаті випробувань атомної зброї; б) потоки радіоактивності з Північного моря внаслідок витоків із збагачувальних заводів Селлафілд (Англія) і Ла Хаг (Франція); в) випадіння після аварії на ЧАЕС у 1986 році; г) притік радіоактивності з водою річок. Згідно з оцінками [204], у Балтійське море потрапило 1800 ТБк ^{137}Cs у результаті глобального випадіння, 250 ТБк із збагачувальних заводів, 4700 ТБк безпосередньо після аварії на ЧАЕС, 300 ТБк з водою річок.

Для даного регіону значення густини глобального випадіння вимірювалися [203] на Ленінградській АЕС та на дослідницькому реакторі Різо (Данія). В моделі випадіння ^{137}Cs , згідно з даними Ленінградської АЕС, задавалося для північної частини Балтійського моря (камери 62-81), тоді як для всіх інших камер задавалися значення глобального випадіння з дослідницького реактора Різо (рис. 5.11). Значення глобального випадіння після 1995 року екстраполювалися з врахуванням періоду напіврозпаду ^{137}Cs . Розміщення збагачувальних заводів Селлафілд і Ла Хаг та витокі радіоактивності з них будуть розглядатися нижче в даному розділі (рис. 5.21 і 5.22 б).

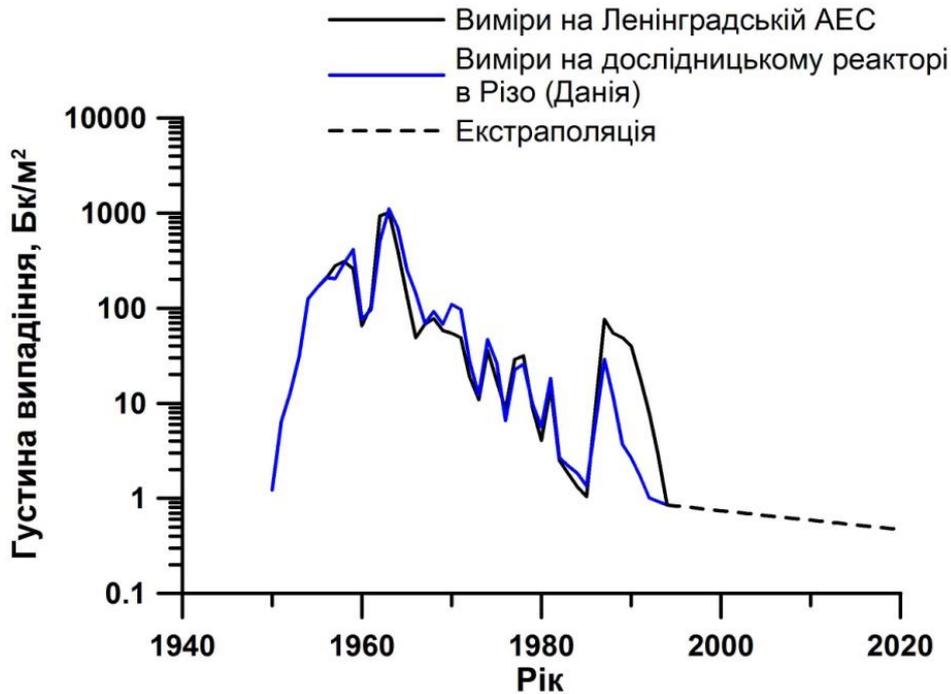


Рисунок 5.11 – Густина глобального атмосферного випадіння ^{137}Cs на поверхню Балтійського моря

Атмосферне випадіння ^{137}Cs на поверхню Балтійського моря в результаті аварії на ЧАЕС було нерівномірним. Найбільш забрудненими виявилися Аландське і Ботнічне моря та Фінська затока (рис. 5.12). У моделі POSEIDON-R випадіння на поверхню моря внаслідок атмосферного переносу ^{137}Cs від пошкодженого реактора ЧАЕС у 1986 році розподілялося між камерами (табл. 5.7), згідно з даними [203]. Варто відмітити, що лише в теперішній час концентрація ^{137}Cs у Балтійському морі повернулася до рівня 1985 року (перед аварією на ЧАЕС). А станом на 1990 рік Балтійське море з середньою концентрацією понад 120 Бк/м^3 було найбільш забрудненим морем у світі за вмістом ^{137}Cs [208]. Через відсутність даних вимірювань притік ^{137}Cs у Балтійське море з водами річок оцінювався з використанням узагальненої моделі річкового стоку [181].

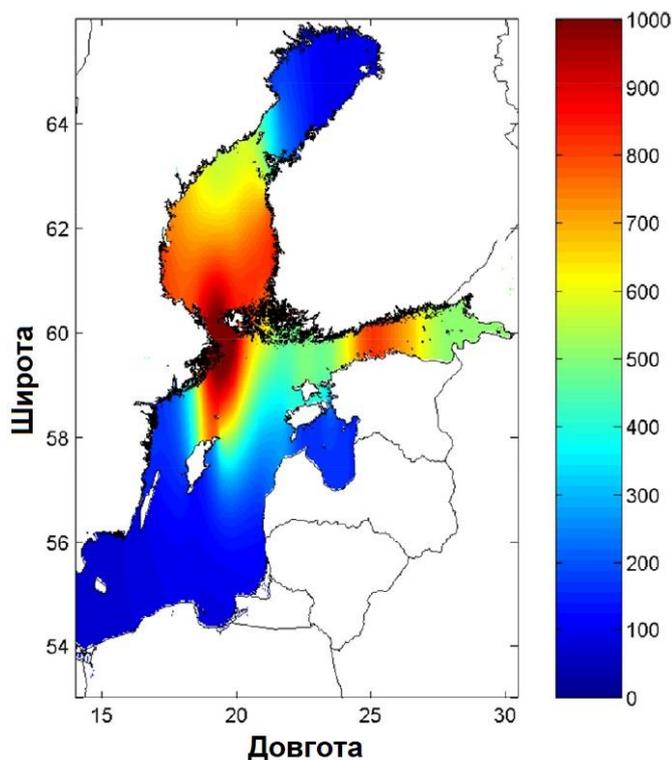


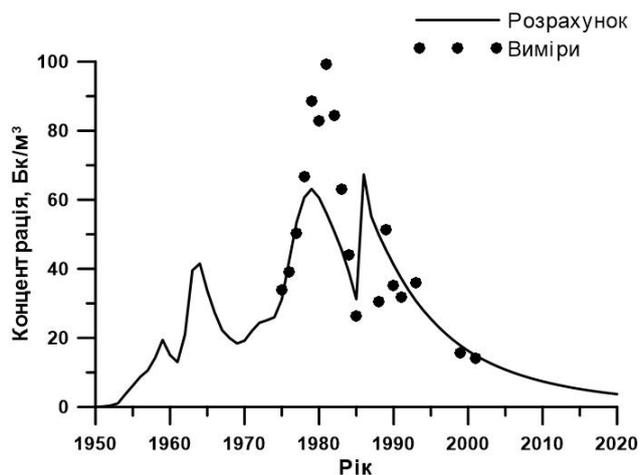
Рисунок 5.12 – Концентрація ^{137}Cs ($\text{Бк}/\text{м}^3$) на поверхні Балтійського моря, інтерпольована згідно з даними вимірювань [209, 210], проведеними в жовтні 1986 року

Таблиця 5.7 – Розподіл атмосферного випадіння ^{137}Cs на поверхню Балтійського моря у 1986 році між камерами моделі POSEIDON

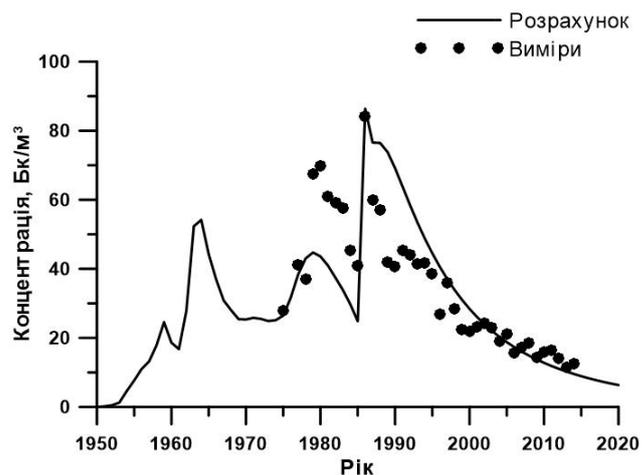
Область	Густина випадіння, $\text{Бк}/\text{м}^2$	Сумарне випадіння, ТБк	Камери моделі
Каттегат	1700	40	35-40
Бельти	1800	50	41-43
Центральна частина	4500	820	44-57, 59-61
Ризька затока	5000	80	58
Фінська затока	15000	840	62-67
Аландське море	72500	560	68-69, 71-72
Архіпелагове море	17300	40	70
Ботнічне море	35000	1940	73-79
Ботнічна затока	6900	330	80-81

5.2.3 Порівняння результатів моделювання з вимірами концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах у Балтійському морі

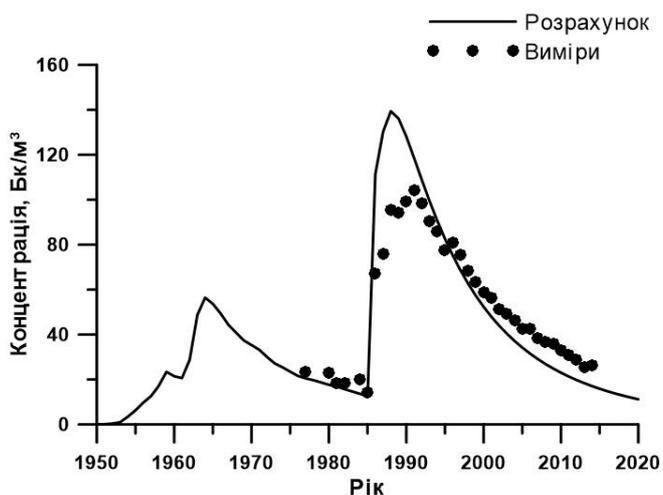
Моделювання переносу ^{137}Cs у морському середовищі Балтійського моря проводилося камерною моделлю POSEIDON-R для періоду 1950-2020 рр. із врахуванням усіх основних джерел радіонукліда. Отримані результати розрахунків концентрації ^{137}Cs у воді і донних відкладеннях порівнювалися з вимірами, доступними в базі даних MORS [211] у різних областях Балтійського моря. Для проведення порівняння виміри були згруповані по областях, що відповідають камерам моделі, і усереднені по роках. На рис. 5.13 представлено порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді з вимірами для різних камер моделі. Зокрема видно, що в області, де Балтійське море межує з Північним (камера 35), концентрація ^{137}Cs у воді в результаті чорнобильського випадіння (1986 рік) має приблизно такий порядок, як і концентрація, зумовлена потоком забрудненої води зі збагачувальних заводів, максимум якої припадає на 1979 рік. Згідно з результатами розрахунків, дані величини в півтора-два рази вищі, ніж максимум концентрації, що спостерігався в 60-х роках ХХ століття внаслідок глобального атмосферного випадіння в результаті випробувань атомної зброї. Вже в районі островів Данського архіпелагу (камера 40) вплив потоку забрудненої води зі збагачувальних заводів зменшується, а вплив чорнобильського випадіння – зростає. В основній частині Балтійського моря (після островів Данського архіпелагу) навіть слідів радіоактивності, що втікає з Північного моря, практично не спостерігається. Тут починає домінувати забруднення, зумовлене чорнобильським випадінням, з максимумом на межі між Ботнічним і Аландським морями (камера 72).



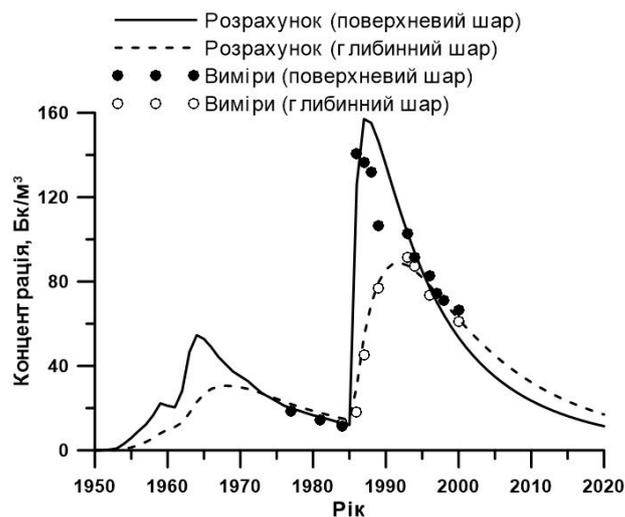
Камера 35



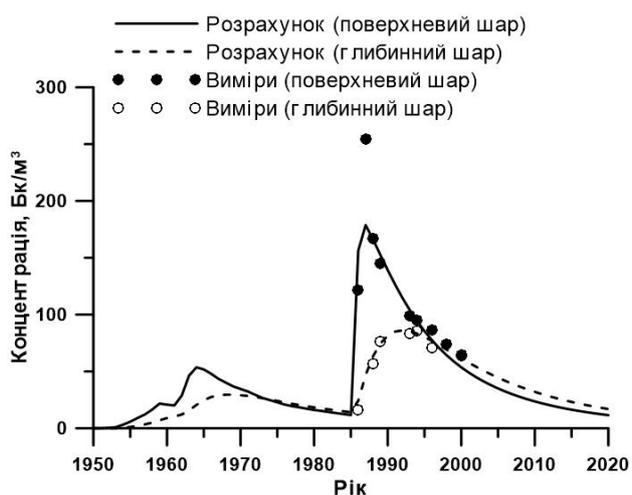
Камера 40



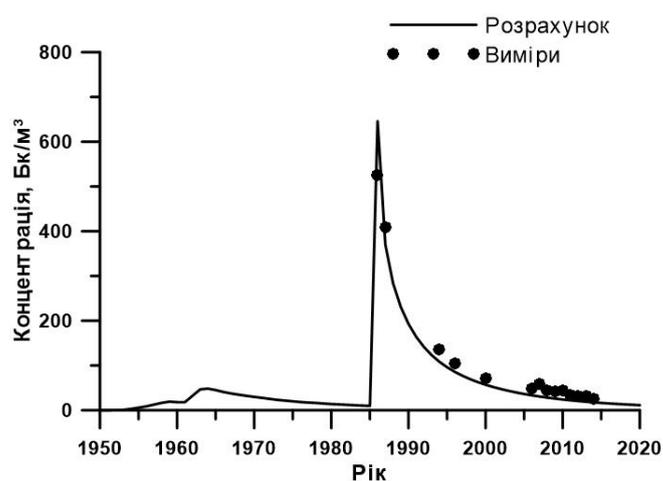
Камера 45



Камера 50



Камера 55



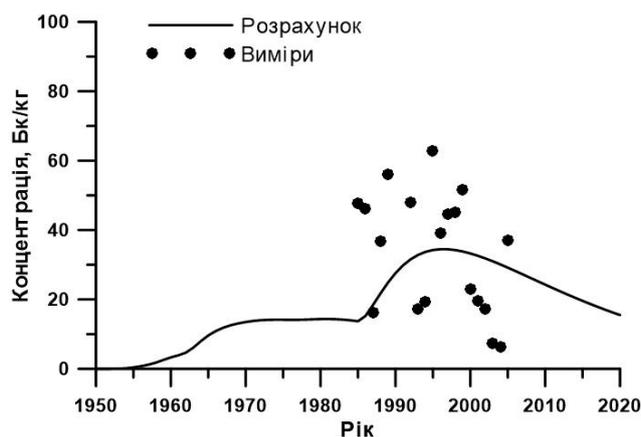
Камера 72

Рисунок 5.13 – Порівняння розрахованих і вимірних значень концентрації ^{137}Cs у воді в Балтійському морі

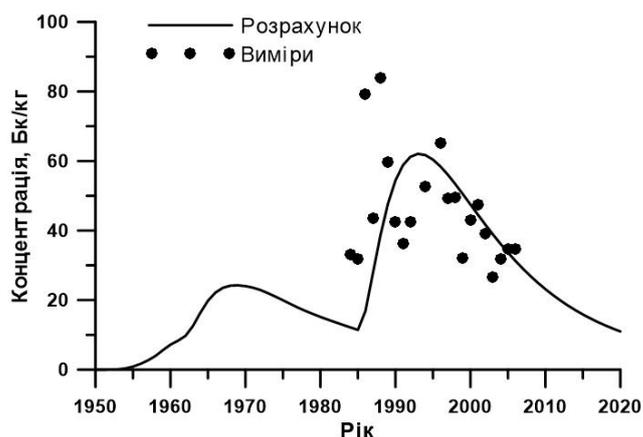
У глибоководній частині Балтійського моря (камери 50 і 55) добре узгодження було отримане як для поверхневого, так і для придонного шару води, що свідчить про відтворення правильного вертикального переносу забруднення методом камерного моделювання. Також видно, що починаючи з кінця 90-х років концентрація ^{137}Cs у глибинних шарах Балтійського моря стає вищою, ніж в поверхневих. Це пояснюється розведенням забруднення в поверхневому шарі за рахунок притоку більш чистої річкової води та позитивним балансом води в морі, що сприяє виносу забруднення з моря.

Загалом отримана добра кореляція результатів розрахунків з вимірами для поверхневого шару води у всіх камерах Балтійського моря (коефіцієнт кореляції становить 0,9). Середньо-геометричне відношення розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді до вимірних складає $GM = 0,89$, а середньо-геометричне відхилення $GSD = 1,42$ при загальній кількості порівнюваних значень $N = 378$. Розраховані коефіцієнти експоненційного затухання концентрації ^{137}Cs у поверхневому ($0,08 \text{ p}^{-1}$) і глибинному ($0,07 \text{ p}^{-1}$) шарах води, відрізняються несуттєво, що, тим не менше, зумовлює різну швидкість очищення в довгостроковій перспективі, як видно на прикладі камер 50 і 55 (рис. 5.13).

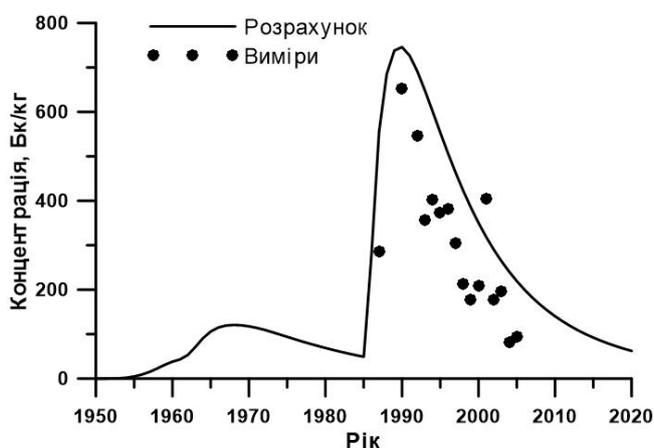
На рис. 5.14 представлено порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень з вимірами для різних камер моделі. Дані вимірювань показують, що забруднення дна Балтійського моря є досить нерівномірним, навіть у межах однієї камери. Але можна зробити висновок, що найбільш забрудненими є донні відкладення в північній частині Балтійського моря (камера 75). У центральній частині (камера 45) це забруднення є меншим, а в західній частині (камера 42) – ще меншим. Для кількісного представлення відмінностей у забрудненні донних відкладень у різних областях Балтійського моря, було здійснено усереднення вимірних і розрахованих концентрацій ^{137}Cs для західної (камери 37-43), центральної (камери 44-61) і північної (камери 69-81) частин моря (рис. 5.14). Варто відмітити, що в результаті такого усереднення було отримано більш рівномірний розподіл забруднення в межах кожної області, ніж у випадку, коли розглядалися окремі камери.



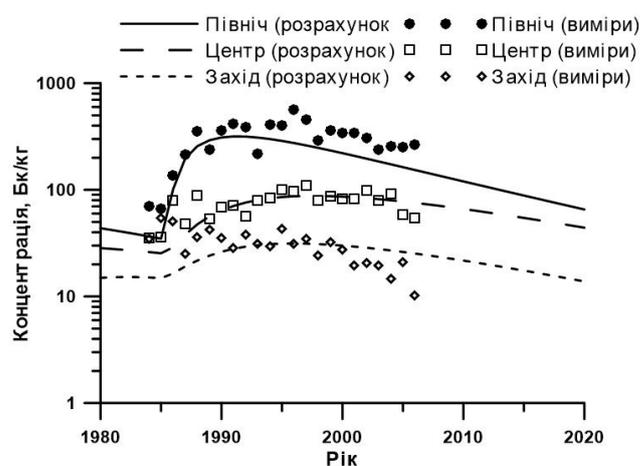
Камера 42



Камера 45



Камера 75



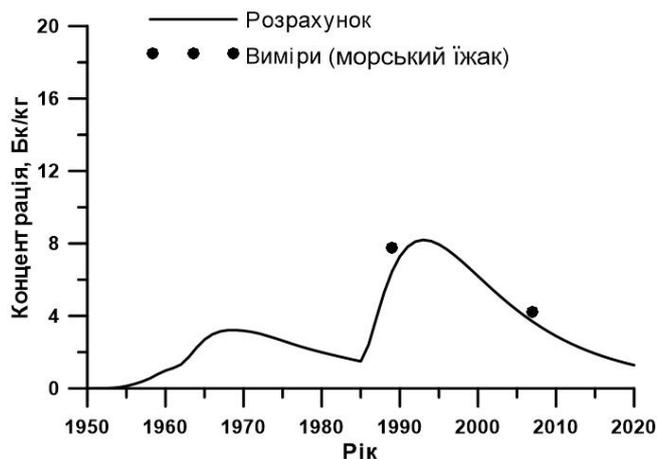
Середні по областях

Рисунок 5.14 – Порівняння розрахованих і вимірних значень концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях у Балтійському морі

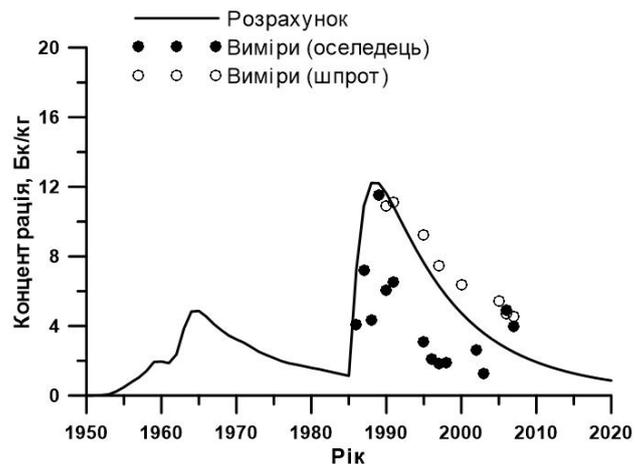
Для донних відкладень було отримане дещо гірше узгодження результатів розрахунків з вимірами, ніж для води. Зокрема, коефіцієнт кореляції розрахованих і вимірних концентрацій ^{137}Cs для всіх камер Балтійського моря становить 0,8, $GM = 0,86$, $GSD = 2,17$ при $N = 163$. Це можна пояснити тим, що склад донних відкладень у Балтійському морі є надзвичайно неоднорідним [207] і товщина верхнього активного шару може змінюватись у широкому діапазоні, що неможливо було повністю відтворити в моделі. Розраховані коефіцієнти експоненційного затухання концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях знаходяться в межах $0,04-0,06 \text{ р}^{-1}$ в залежності від області моря. Оскільки вони менші, ніж відповідні значення для води,

це означає, що концентрація ^{137}Cs у дні зменшується повільніше у порівнянні з водою.

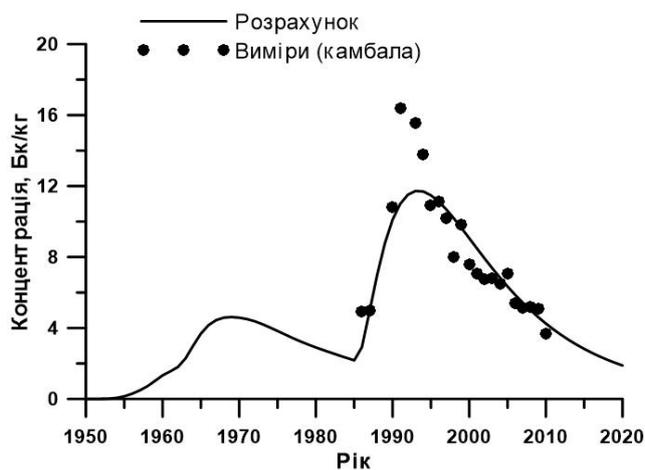
На рис. 5.15 показане порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs з вимірами для різних типів морських організмів у камері 45. Ця камера була вибрана через те, що в ній є дані вимірювань для максимальної кількості морських організмів, що дозволяє оцінити отримані результати різних компонентів моделі POSEIDON-R. Порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs в донних безхребетних організмах з вимірами в морських їжаках (*Echinodermata*) показує, що модель правильно відтворює часові зміни концентрації в цих організмах. У цьому випадку досить складно оцінити статистичні показники узгодження результатів розрахунків з вимірами, оскільки кількість даних вимірювань для донних безхребетних організмів є дуже малою. Для оцінки правильності розрахунку концентрацій ^{137}Cs у нехижій пелагічній рибі, проводилося її порівняння з вимірами в оселедці (*Clupea harengus*) і шпротах (*Sprattus sprattus*). Зокрема, середньо-геометричне відношення розрахованих концентрацій до відповідних вимірів у шпротах складає $GM = 0,91$, а середньо-геометричне відхилення $GSD = 1,32$ при $N = 24$ для всіх камер в Балтійському морі, де були дані вимірювань. Розрахована концентрація ^{137}Cs у придонній рибі порівнювалася з відповідними вимірами в камбалі (*Platichthys flesus*). Відповідні статистичні співвідношення між розрахованими і вимірними концентраціями ^{137}Cs для всього Балтійського моря складають $GM = 0,92$, $GSD = 1,67$ при $N = 70$, що свідчить про прийнятне узгодження. Результати моделювання динаміки концентрації ^{137}Cs у прибережних хижаках узгоджуються з відповідними вимірами в трісці (*Gadus morhua*). Згідно з [298], тріска в Балтійському морі харчується оселедцем, шпротом, молюсками, ракоподібними та різними видами донних черв'яків, що відповідає раціону прибережного хижака в моделі POSEIDON-R. Для цих морських організмів порівняння також проводилося у всіх камерах, де були дані вимірювань. У результаті було отримано: $GM = 0,91$, $GSD = 1,37$ при $N = 95$.



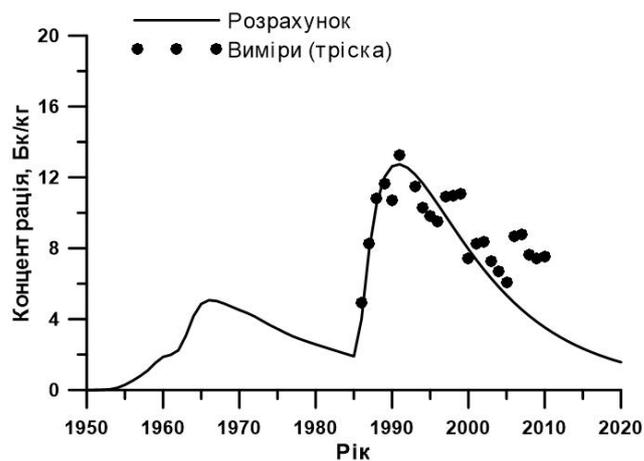
Донні безхребетні



Нехижа риба



Придонна риба



Прибережні хижаки

Рисунок 5.15 – Порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs з вимірами [211] у морських організмах для камери 45

Аналізуючи концентрації ^{137}Cs у всіх компонентах морського середовища в камері № 45, можна зробити висновок, що в нехижій пелагічній рибі після аварії на Чорнобильській АЕС зміни відбуваються слідом за змінами в поверхневому шарі води (рис. 5.13) з аналогічним значенням коефіцієнта експоненційного затухання ($0,08 \text{ p}^{-1}$). У той же час зміни концентрації ^{137}Cs у придонній рибі корелюють з відповідними змінами в донних відкладеннях (рис. 5.14) зі схожим значенням коефіцієнта експоненційного затухання, що становить $0,06 \text{ p}^{-1}$. В обох випадках це зумовлено природним ареалом, з яким пов'язаний раціон харчування даних типів риб. Відповідно затухання концентрації ^{137}Cs у прибережних хижаках має проміжне

значення між водою і донними відкладеннями ($0,05-0,07 \text{ p}^{-1}$), що також обумовлено раціоном харчування, який складається з нехижої пелагічної і придонної риби, моллюсків, ракоподібних і донних безхребетних організмів (див. табл. 3.2). Дані результати узгоджуються з відповідними спостереженнями для Чорного моря, описаними в попередньому розділі роботи. Це свідчить, що розроблені методи в моделі POSEIDON-R відтворюють загальні властивості морських систем, а також встановлюють залежності між різними компонентами системи.

Як уже відмічалось, солоність у Балтійському морі змінюється в широкому діапазоні: від 25 на межі з Північним морем до 5 у віддалених областях з великим притоком прісної води. Оскільки зниження солоності збільшує інтенсивність засвоєння ^{137}Cs морськими організмами (див. розділ 3.3), в роботі була проведена оцінка такого впливу. На рис. 5.16 представлено порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs у різних видах риби з вимірами [211] для варіанту, коли враховувався вплив зниженої солоності на засвоєння радіонукліда, і коли він не враховувався. Порівняння проводилося для камери № 68, яка знаходиться в північній частині Балтійського моря, з характерним значенням солоності $S = 6$.

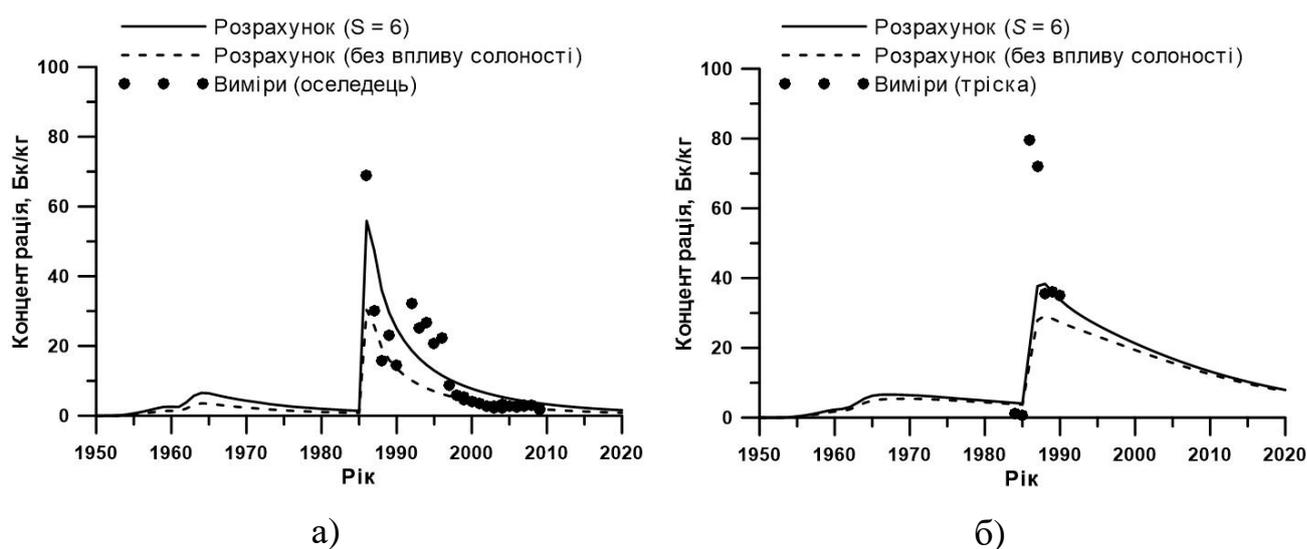


Рисунок 5.16. Порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs в нехижій рибі з вимірами в оселедці (а) та в прибережних хижаках з вимірами в трісці (б) у камері 68 для різних значень солоності

На рисунку 5.16 видно, що вплив зниженої солоності на концентрацію ^{137}Cs у морських організмах є досить суттєвим. З іншого боку, розраховані значення концентрації для обох варіантів показують межі цього впливу, оскільки солоність у більшій частині моря є вищою, ніж у камері 68, а значить її вплив в інших камерах – менший. У роботі [38] було проведене порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs у нехижій рибі без врахування впливу солоності на засвоєння радіоактивності з відповідними вимірами. У цьому випадку середньо-геометричне відношення розрахованих концентрацій до вимірних ($GM = 0,68$) показує значне заниження отриманих в результаті моделювання концентрацій при середньо-геометричному відхиленні $GSD = 1,33$ для всього Балтійського моря.

5.2.4 Застосування тривимірної моделі THREEETOX для детального відтворення переносу ^{137}Cs у воді і донних відкладеннях Балтійського моря в 1986-1990 роках

Тривимірна моделююча система THREEETOX була розроблена в ІПММС НАН України для моделювання розповсюдження радіонуклідів та інших забруднень у локальних та регіональних масштабах [20, 66, 212]. Система включає підмоделі термогідродинаміки, хвиль, екодинаміки, а також під-модель переносу намулів та радіонуклідів (див. додаток В).

Тривимірне моделювання переносу ^{137}Cs у Балтійському морі після аварії на ЧАЕС здійснювалось з використанням моделі THREEETOX. Для цього була побудована розрахункова сітка з роздільною здатністю в проміжку 3,0÷4,5 км і 20 вертикальними рівнями. Значення глибин, надані Шведським гідрометеорологічним інститутом, були інтерпольовані на дану сітку. Отриманий розподіл зображений на рис. 5.17.

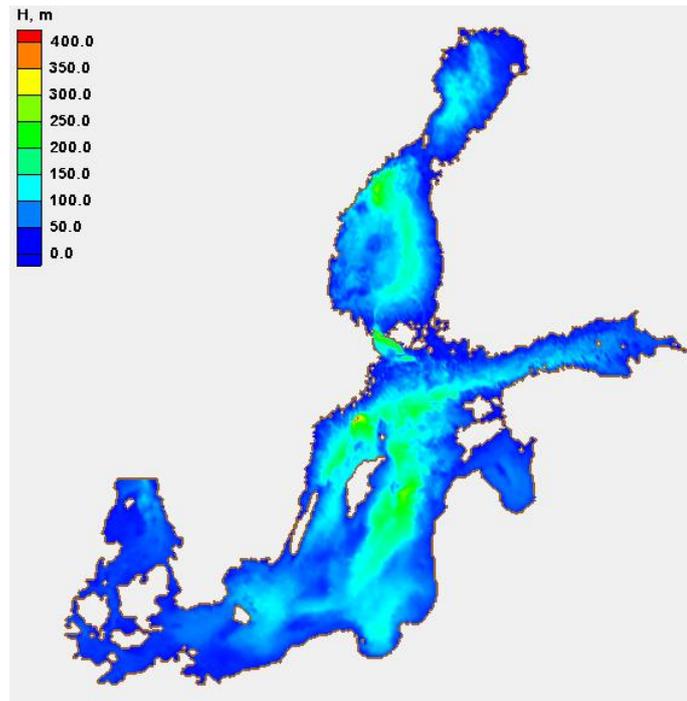


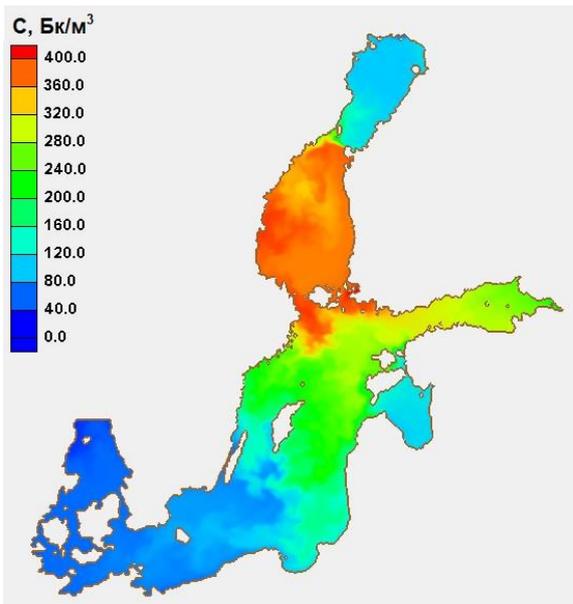
Рисунок 5.17 – Розподіл глибин у Балтійському морі

Для розрахунків задавалися граничні умови для швидкостей, рівня вільної поверхні, температури і солоності на границі між Балтійським і Північним морями (див. рис. Е.2-Е.5 в додатках), які є у вільному доступі [213]. Також у вигляді граничних умов задавався розхід основних річок, представлений в табл. 5.6. Метеорологічні умови (температура повітря, швидкість і напрямок вітру, відносна вологість, хмарність і атмосферний тиск), необхідні для моделювання, були інтерпольовані на розрахункову сітку з даних реаналізу ERA-Interim [214]. Розрахунок проводився з початку 1986 року до кінця 1990 року. В початковий момент задавалися лінійний градієнт солоності (S) і температури (T) від максимального значення на границі з Північним морем (див. рис. Е.4-Е.5 в додатках) до $S = 3$ та $T = 0$ у Фінській і Ботнічній затоках, постійна концентрація розчиненого у воді ^{137}Cs , що становила 15 Бк/м^3 , та нульова концентрація радіонукліда в донних відкладеннях. На кінець жовтня 1986 року поле концентрації розчиненого ^{137}Cs у Балтійському морі задавалося згідно з даними вимірювань (див. рис. 5.12). При цьому глибина, до якої проникло забруднення станом на жовтень 1986

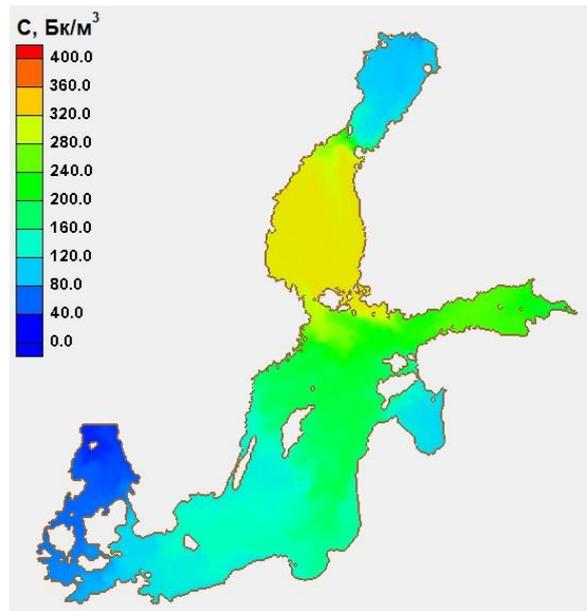
року, визначалася таким чином, щоб загальна кількість ^{137}Cs у морі становила 4700 ТБк [203].

На рис. 5.18 показане розповсюдження ^{137}Cs у поверхневому шарі води Балтійського моря. На відміну від камерної моделі, тривимірна модель переносу більш детально описує перенос забруднення. За її допомогою можна точніше оцінити швидкість розповсюдження забруднення в морі. З іншого боку, тривимірна модель переносу потребує набагато більше розрахункових ресурсів і вхідної інформації. Разом з тим обидві моделі дають дуже схожі оцінки швидкості зменшення концентрації ^{137}Cs у результаті розведення за рахунок перемішування з менш забрудненою водою, проникнення в глибинні шари і осідання на дно, а також змін загального вмісту радіоактивності у воді і донних відкладеннях для різних частинах моря. Це означає, що камерна модель POSEIDON-R може використовуватись у випадку надзвичайної ситуації, коли необхідно отримати оцінки забруднення морського середовища протягом короткого часу розрахунку, а також у випадку обмеженої кількості вхідних даних. Нижче будуть представлені порівняння концентрацій ^{137}Cs , розрахованих обома моделями, з даними вимірювань.

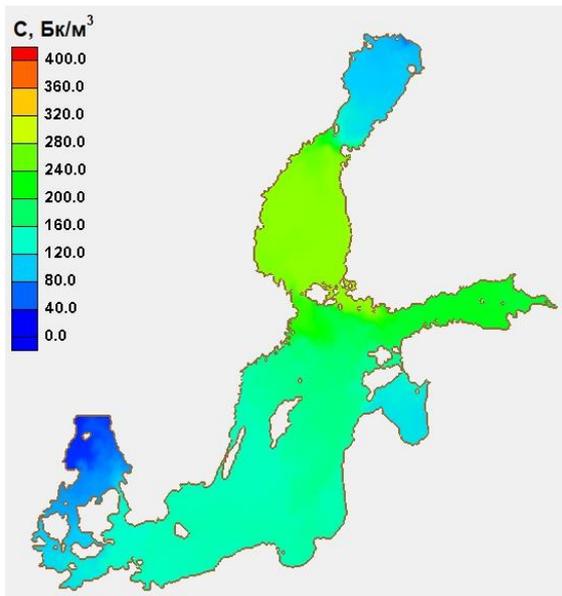
Що стосується забруднення донних відкладень, на рис. 5.19 видно, що воно відбувається досить повільно. Станом на початок 1987 року дещо підвищені концентрації були отримані лише в Ботнічному і Аландському морях (північна частина Балтійського моря), де спостерігалися максимальна густина випадіння після аварії на ЧАЕС (див. табл. 5.7). Згідно з графіками на рис. 5.14, концентрація ^{137}Cs в донних відкладеннях досягне свого максимуму лише в 1990 році в північних областях Балтійського моря та в 1993 році – в південних. Така затримка по відношенню до моменту атмосферного випадіння пов'язана з часом, необхідним для проникнення забруднення в глибинні водні шари та взаємодії з донними відкладеннями. Розрахований розподіл донного забруднення станом на 1990 рік (рис. 5.19) якраз відображає максимальну концентрацію ^{137}Cs на дні Ботнічного моря, тоді як південні області Балтійського моря ще будуть забруднюватися за рахунок притоку води з високою концентрацією радіонукліда з північних областей.



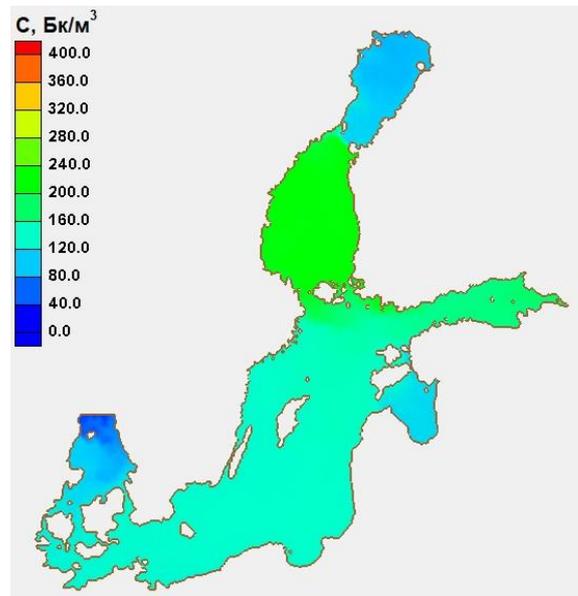
Січень 1987 року



Січень 1988 року



Січень 1989 року

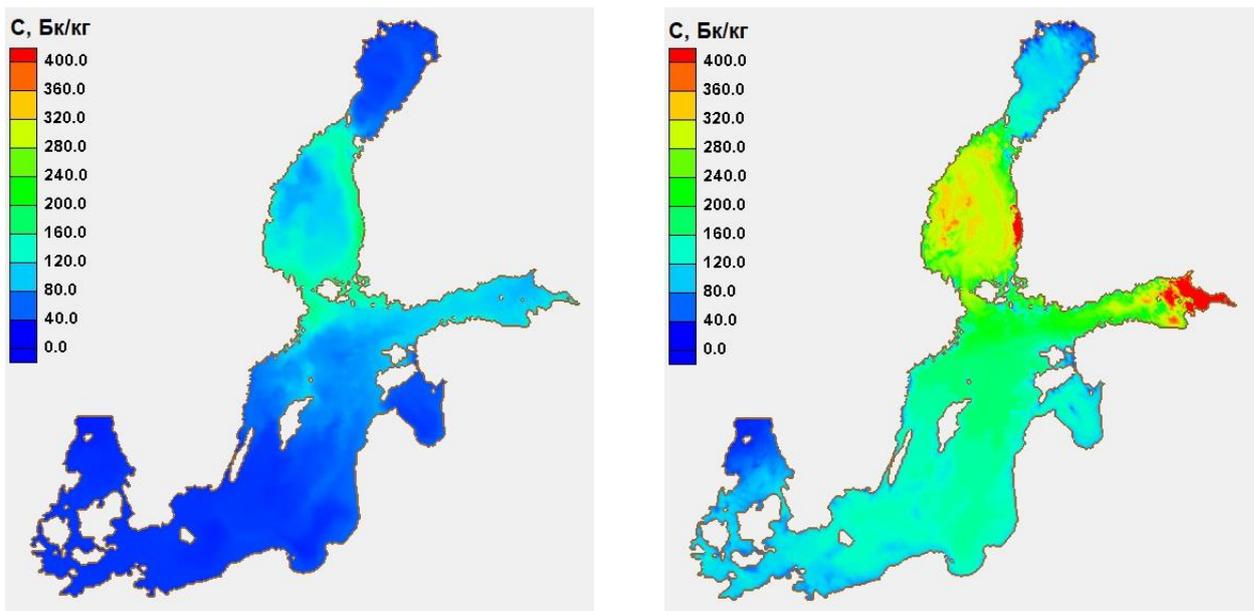


Січень 1990 року

Рисунок 5.18 – Розрахована концентрація ^{137}Cs на поверхні Балтійського моря в різні моменти часу

Найвища концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях у 1990 році (рис. 5.19) спостерігається в районах, де впадають річки. Зокрема, річка Нева впадає в Фінську затоку, а річка Кокемяенйоки – в Ботнічне море. Обидві ці області були найбільш забрудненими після аварії на ЧАЕС. Потік річкової води зумовлює підвищення турбулентності в прибережній області, що приводить до ресуспензії з дна більшої

кількості твердих частинок, у порівнянні з іншими областями. Зважені у воді частинки значно інтенсивніше адсорбують радіонукліди з розчину у порівнянні з частинками, які лежать на дні, за рахунок більшої поверхні взаємодії. Після осідання на дно ці частинки формують підвищену концентрацію забруднення. Даний процес відтворюється лише в тривимірній моделі переносу. Камерна модель не має такої можливості. Але й області моря, де відчувається вплив витоку річок, є незначними.



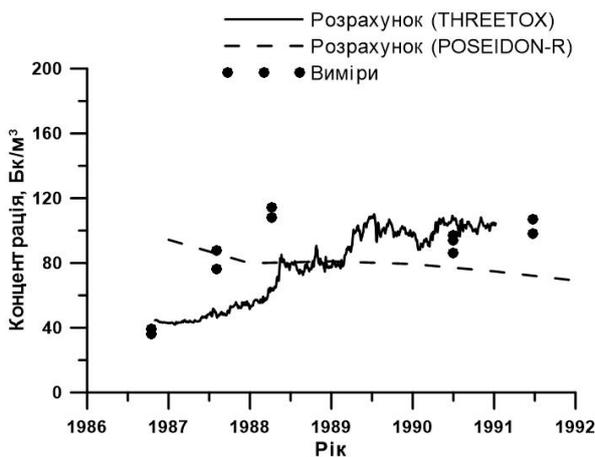
Січень 1987 року

Січень 1990 року

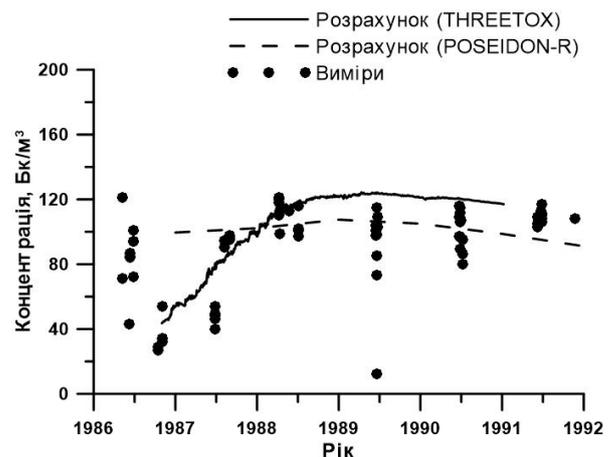
Рисунок 5.19 – Розрахована концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях Балтійського моря в різні моменти часу

Розраховані концентрації ^{137}Cs у воді в різних частинах Балтійського моря, отримані в результаті застосування моделей THREEETOX і POSEIDON-R, порівнювалися між собою та з даними вимірювань (рис. 5.20). Видно, що у більшості випадків отримане добре узгодження, а іноді значення розрахованих різними моделями концентрацій радіонукліда практично ідентичні. Деяка відмінність між результатами моделювання спостерігається в західній (камера 41) та південній (камери 43 та 46) частинах моря в перший рік після аварії на ЧАЕС. Можна припустити, що це пов'язано з набагато кращою роздільною здатністю в тривимірній моделі переносу THREEETOX, яка більш правильно відтворює перенос забрудненої

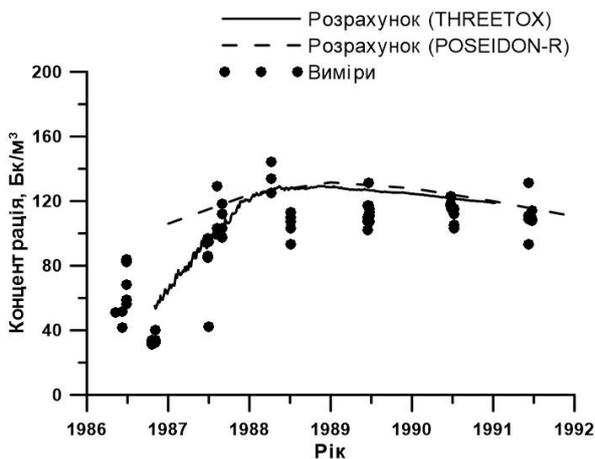
води з північних у південні області Балтійського моря під впливом течій. Проте великий діапазон значень у даних вимірювань, які не усереднювалися в цьому випадку, приводить до того, що розраховані концентрації, отримані кожною з моделей, загалом узгоджуються з вимірами. Інтегральні величини вмісту ^{137}Cs у різних частинах моря і швидкості їхнього затухання після досягнення максимальних значень, отримані обома моделями, також є дуже близькими [205].



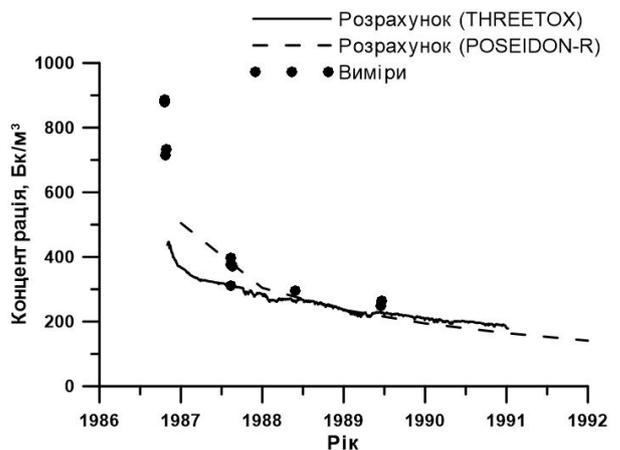
Бельтські протоки (камера 41)



Південь Балтійського моря (камера 43)



Південно-східне узбережжя Швеції
(камера 46)



Аландське море (камера 70)

Рисунок 5.20 – Порівняння розрахованих моделями THREEETOX і POSEIDON-R значень концентрації ^{137}Cs у воді з вимірами [211] в різних областях Балтійського моря

Отже, можна зробити висновок, що в багатьох випадках застосування камерної моделі є достатнім для відтворення чи прогнозування забруднення морського середовища. Особливо це стосується довгострокових розрахунків, коли потрібно отримати розподіл забруднення в масштабах моря чи системи морів за кілька десятиліть і навіть століть. Лише у випадку необхідності детального моделювання змін концентрації певної речовини безпосередньо навколо джерела забруднення та її розповсюдження під впливом течій, може виникнути потреба в застосуванні тривимірної моделі переносу.

5.3 Моря північно-східної частини Атлантичного океану

Північне та Ірландське моря є основними морями північно-східної частини Атлантичного океану. Також в його межах виділяють Кельтське море, Біскайську затоку, Англійський канал, включно з протокою Ла Манш, та невелику частину Атлантичного океану, що прилягає до Шотландії з заходу та з півночі. Більша частина даної області, за винятком Біскайської затоки і територій між Норвегією і Шотландією, є континентальним шельфом з глибинами до 90 м. Основним джерелом радіаційного забруднення північно-східної частини Атлантичного океану був витік радіонуклідів із заводу по збагаченню ядерного палива Селлафілд (Англія), що знаходиться на березі Ірландського моря, який досягнув свого максимуму в 70-х роках XX століття. В той час щорічний витік ^{137}Cs приблизно дорівнював аварійному витоку з АЕС Фукусіма-1 у 2011 році (див. розділ 6), а сумарно внесок цього заводу в забруднення північно-західного європейського шельфу радіоактивним цезієм склав 68% від усіх джерел за період з 1952 по 1998 роки [215]. У результаті Ірландське море навіть у наш час залишається одним з найбільш забруднених морів у світі [208].

Особливості течій у розглянутій області сприяють переносу забрудненої води з Ірландського моря на північ, і далі навколо Шотландії в Північне море і навіть,

частково, в Балтійське море, що було описано в попередньому пункті даного розділу. В Англійському каналі на французькому березі знаходиться ще один збагачувальний завод – Ла Хаг, але витоки радіоактивності з нього значно менші, ніж з Селлафілду, тому вони мають переважно локальний вплив. Хоча за рахунок течій, які направлені по Англійському каналу через протоку Ла Манш в Північне море, спостерігається деяке забруднення південної частини моря радіоактивністю, що походить з цього заводу. В даній частині роботи представлено моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі північно-східної частини Атлантичного океану з використанням камерної моделі POSEIDON-R.

5.3.1 Система камер

Система камер для північно-східної частини Атлантичного океану включає 103 регіональні камери (рис. 5.21), які охоплюють Північне море, Ірландське море, Кельтське море, Біскайську затоку, Англійський канал і прилеглі області Атлантичного океану, а також 5 додаткових камер, що відповідають за основні річки регіону (Рейн, Ельба, Сена, Луара і Гаронна). Об'єм і середня глибина кожної камери розраховувались згідно з даними розподілу глибин, які є у вільному доступі [213]. Глибоководні камери діляться на вертикальні шари (поверхневий – до 100 м; середній – 100-500 м; придонний – понад 500 м) для кращого опису процесів, пов'язаних зі стратифікацією моря. Вони позначені голубим кольором на рис. 5.21.

Потоки води між камерами розраховувалися в результаті усереднення за 10 років (2001-2010) 3-вимірних течій, отриманих за допомогою даних реаналізу [213]. При цьому будова камер та потоки води між ними в Ірландському морі та навколо Шотландії задавалися аналогічними до відповідних величин з [26], що забезпечує правильний опис напрямку розповсюдження радіоактивного забруднення зі збагачувального заводу Селлафілд. Притік річкової води враховувався для опису балансу води в регіоні. Величина річкового стоку та положення гирла кожної річки

приведені в табл. 5.8. Також враховувався витік води з Балтійського моря, як описано в попередньому пункті даного розділу.

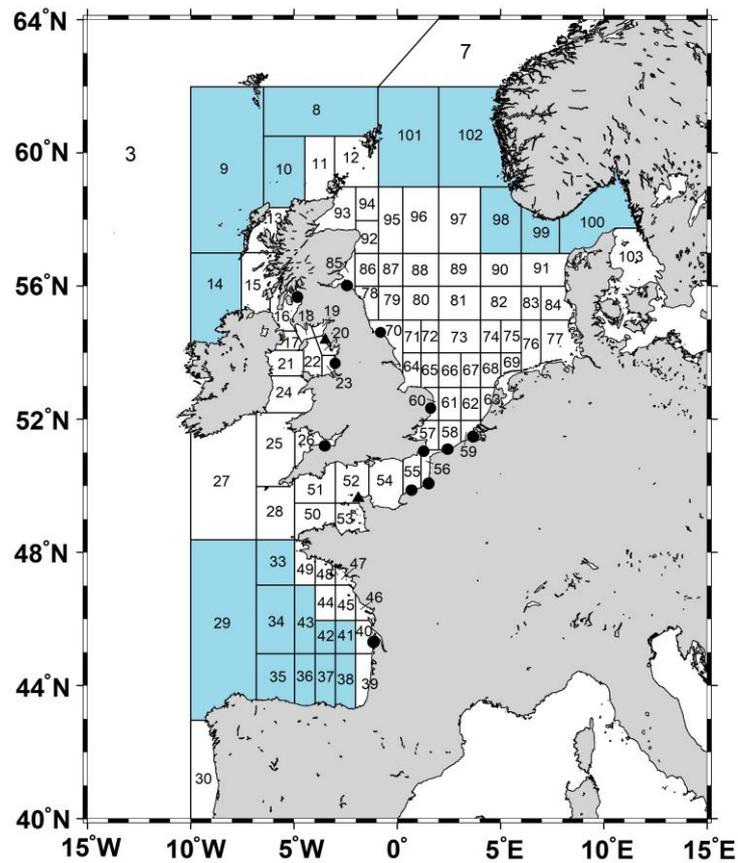


Рисунок 5.21 – Система камер для північно-східної частини Атлантичного океану. Чорні точки позначають діючі АЕС. Трикутники позначають заводи по збагаченню ядерного палива Селлафілд і Ла Хаг. Мілководні камери, у яких товща води не розділена по вертикалі, позначені білим кольором

Таблиця 5.8 – Основні річки в північно-східній частині Атлантичного океану

Річка	№ камери, куди вона впадає	Річковий стік, км ³ /р
Рейн	63	91.5
Ельба	77	27.2
Сена	54	17.8
Луара	47	26.3
Гаронна	40	20.5

5.3.2 Джерела ^{137}Cs

Моделювання переносу ^{137}Cs у північно-східній частині Атлантичного океану проводилося для періоду 1950-2020 рр. із врахуванням основних джерел радіонукліда, а саме: 1) глобального атмосферного випадіння в результаті випробувань атомної зброї і аварії на ЧАЕС; 2) витоків зі збагачувальних заводів Селлафілд (Англія) і Ла Хаг (Франція); 3) стоку радіонукліда з поверхні землі в річкову систему, а потім – у море; 4) потоків радіоактивності через границі розрахункової області. На рис. 5.22 а зображена густина глобального випадіння, що використовувалася в моделі, а на рис. 5.22 б – витоків із збагачувальних заводів. Для періоду з 1995 року для глобального випадіння та з 2013 року для збагачувальних заводів дані джерела екстраполювалися з врахуванням періоду напіврозпаду ^{137}Cs .

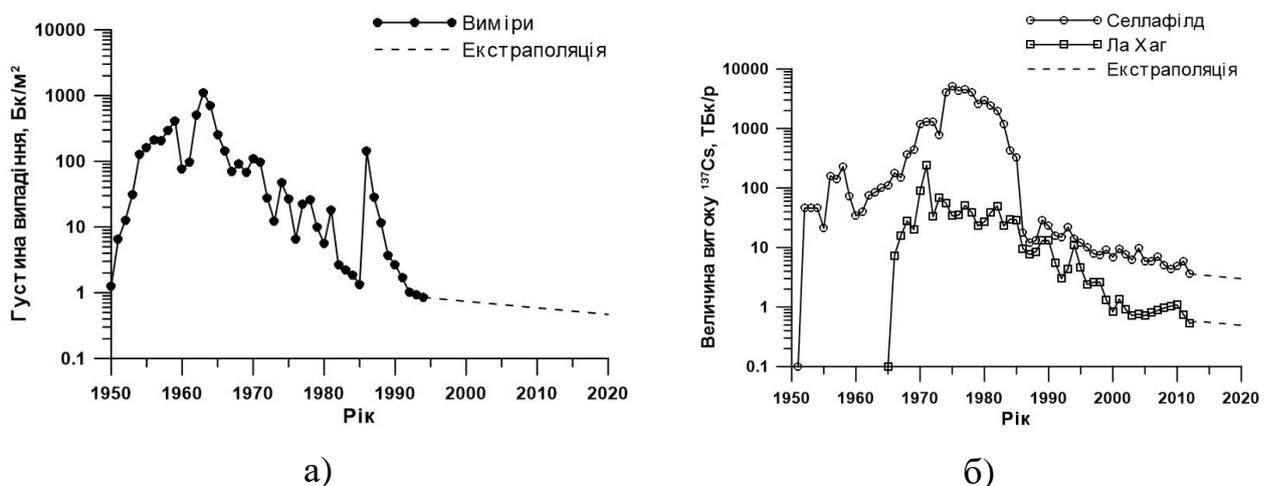


Рисунок 5.22 – Густина глобального випадіння ^{137}Cs (а), згідно з вимірами в Данії [203], та витоків ^{137}Cs із збагачувальних заводів (б), згідно з даними [204].

Стік ^{137}Cs у морське середовище з водою основних річок оцінювався з використанням узагальненої моделі річкового стоку [181]. Потоків ^{137}Cs через границі розрахункової області задавалися таким чином, щоб було досягнуто узгодження розрахованих концентрацій радіонукліда у воді з вимірами [183] у граничних камерах.

5.3.3 Порівняння розрахованих концентрації ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами

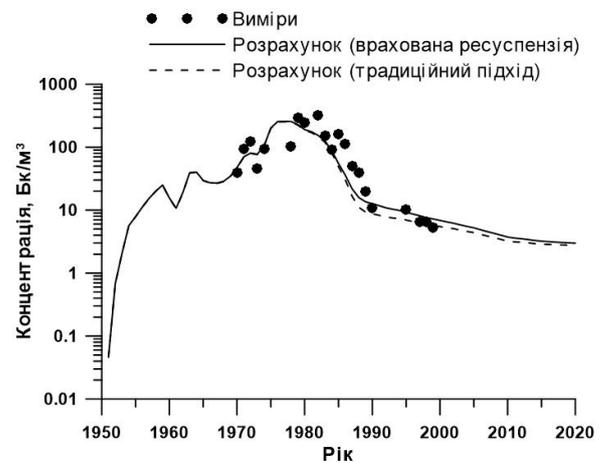
Отримані результати розрахунків концентрації ^{137}Cs у воді порівнювалися з вимірами, доступними в базах даних MARiS [183] та OSPAR [216] у різних областях північно-східної частини Атлантичного океану. Для проведення порівняння виміри були згруповані по областях, що відповідають камерам моделі POSEIDON-R, і усереднені по роках. На рис. 5.23 представлено порівняння розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді з вимірами для різних камер моделі. Зокрема, в Ірландському морі (камера 17) спостерігаються максимальні концентрації ^{137}Cs у кінці 70-х – на початку 80-х років ХХ століття, які пов'язані з витоком радіоактивності зі збагачувального заводу Селлафілд. Такі високі концентрації приводять до накопичення активності в донних відкладеннях (рис. 5.24). У результаті, після зниження концентрації ^{137}Cs у воді, починаючи з 90-х років, забруднення з донних відкладень починає повертатися у воду внаслідок десорбції активності із зважених у воді частинок, які періодично піднімаються з дна за рахунок ресуспензії. Згідно з результатами моделювання, це приводить до підвищення концентрації радіонукліда у воді в два рази у порівнянні з випадком, коли процес ресуспензії донних відкладень не враховується.

Після Ірландського моря максимальні концентрації ^{137}Cs спостерігаються в області, що прилягає до Шотландії з півночі (камера 10). Це свідчить, що основна частина забруднення витікає з Ірландського моря в північному напрямку, після чого прямує на схід, частково потрапляючи в Північне море. Це підтверджується підвищеними концентраціями ^{137}Cs у північній частині Північного моря (камера 97). Мінімальні концентрації радіаційного забруднення північно-східної частини Атлантичного океану спостерігаються в Англійському каналі (камера 53), де максимуми концентрації ^{137}Cs пов'язані з глобальним атмосферним випадінням радіонукліда і відносяться до 60-х років ХХ століття. Вплив витоку з збагачувального заводу Ла Хаг не має вирішального значення, незважаючи на те, що

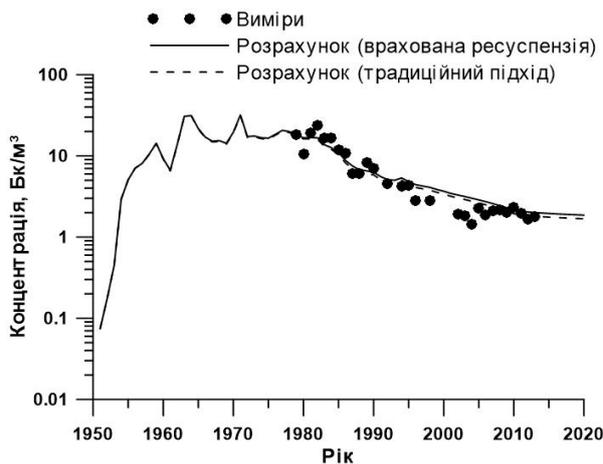
завод знаходиться саме на його березі. Також, згідно з результатами моделювання, видно, що процес ресуспензії має незначний вплив на концентрацію ^{137}Cs у воді у всіх камерах області моделювання за винятком Ірландського моря. Загалом результати, отримані за допомогою камерної моделі POSEIDON-R, узгоджуються з вимірами для всіх камер розрахункової області. Середньо-геометричне відношення розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у воді до вимірних складає $\text{GM} = 0,99$, а середньо-геометричне відхилення $\text{GSD} = 1,85$ для загальної кількості точок $N = 790$.



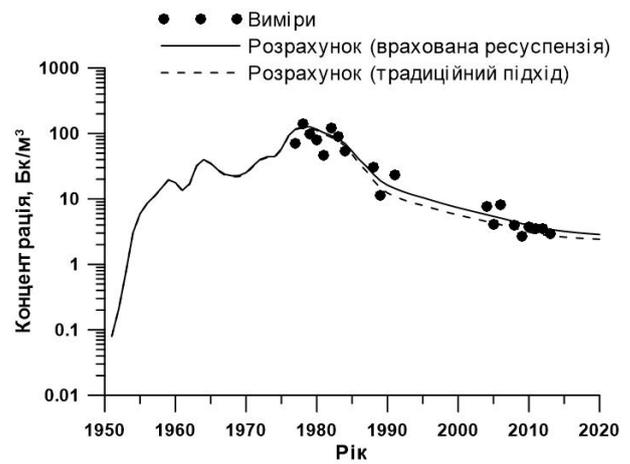
Камера 17



Камера 10



Камера 53



Камера 97

Рисунок 5.23 – Порівняння розрахованих (криві на графіках) і вимірних (точки) концентрацій ^{137}Cs у поверхневому шарі води для різних камер

Лише незначна кількість даних вимірювань концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях є доступними для області моделювання [217, 218]. Усі вони знаходяться в Ірландському морі. З рис. 5.24 видно, що врахування додаткових потоків радіоактивності з дна у воду за рахунок ресуспензії суттєво впливає на довгостроковий хід забруднення донних відкладень. Параметризація даного процесу в моделі POSEIDON-R дозволяє досягнути узгодження розрахованих значень концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень з виміряними. В результаті, для донних відкладень були отримані наступні статистичні співвідношення: $GM = 1,4$ та $GSD = 1,5$ при $N = 29$ в Ірландському морі.

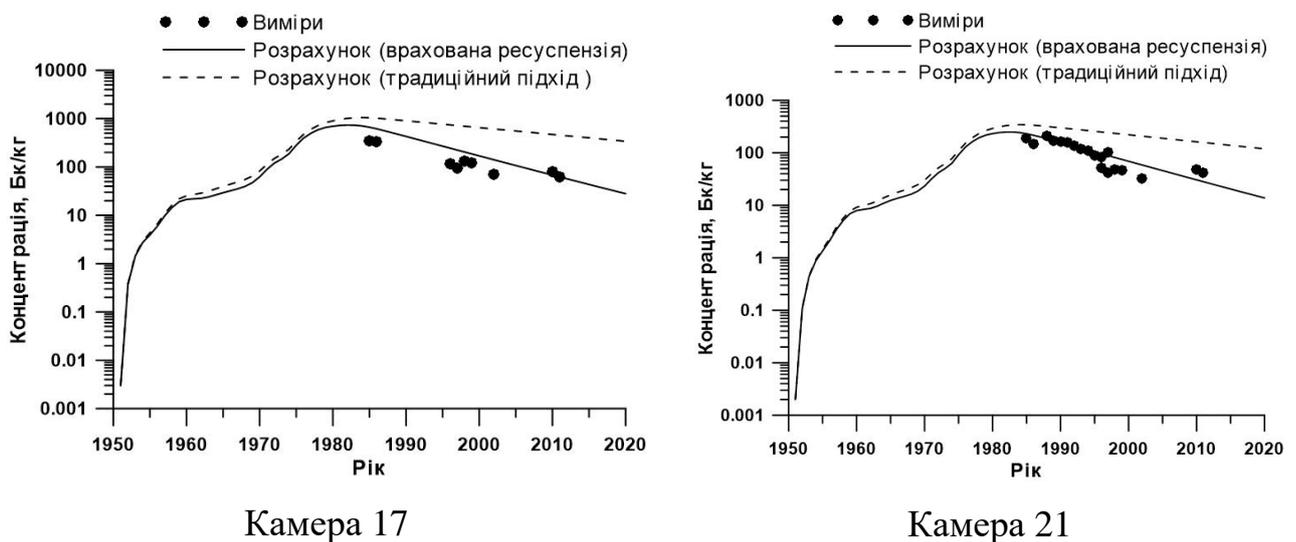
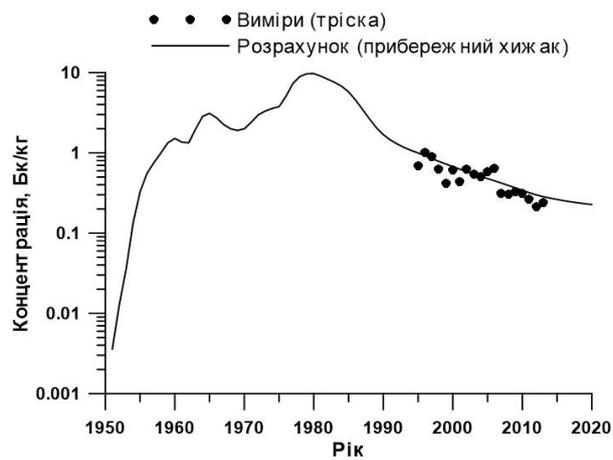


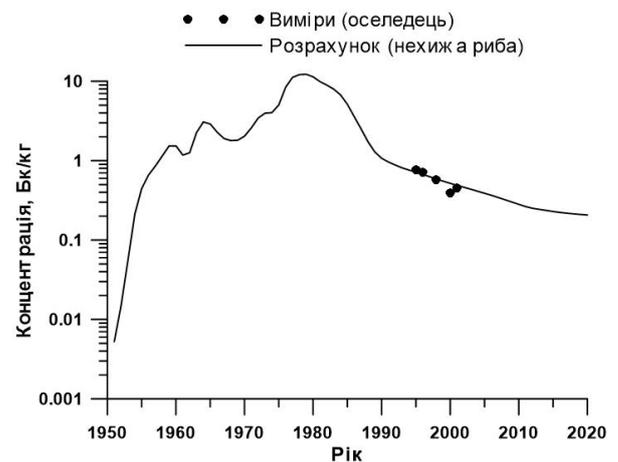
Рисунок 5.24 – Порівняння розрахованих (криві на графіках) і вимірених (точки) концентрацій ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень в Ірландському морі

Отримані результати моделювання концентрації ^{137}Cs у різних видах риби порівнювалися з даними вимірювань, які є у вільному доступі в базі даних OSPAR [216]. Як видно на рис. 5.25 модель POSEIDON-R відтворює зміни концентрації ^{137}Cs для різних видів риби в Північному морі. Розрахована концентрація радіонукліда в прибережному хижаку порівнювалася з вимірами в трісці (*Gadus morhua*), оскільки вона харчується як пелагічними, так і придонними організмами. Оселедець (*Clupea harengus*) є представником нехижої пелагічної риби, а камбала (*Pleuronectes platessa*) відноситься до придонної риби, що і бралось до уваги при порівнянні.

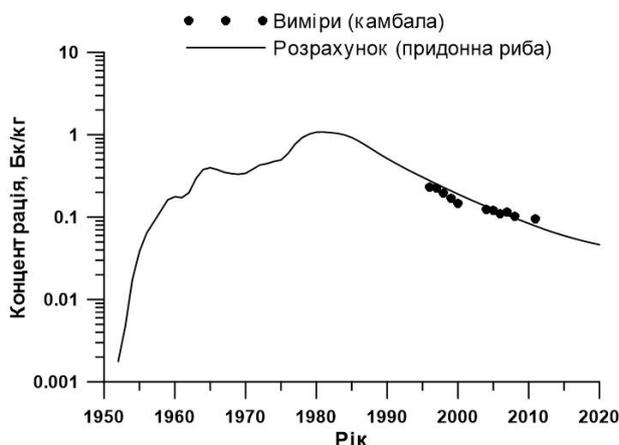
Відповідно розраховані концентрації ^{137}Cs у рибі узгоджуються з вимірами в 60-й, 79-й і 84-й камерах, де була зібрана достатня кількість даних. Крім того модель відтворює співвідношення між концентраціями радіонукліда в цих видах риби. Згідно з вимірами (камера 82), концентрація ^{137}Cs в трісці вища, ніж відповідна концентрація в оселедці, яка, зі свого боку, вища, ніж концентрація в камбалі. Результати моделювання (рис. 5.25) відповідають даним співвідношенням, що підтверджує здатність моделі POSEIDON-R описувати розподіл забруднення в ланцюжках живлення морських організмів. Для різних видів риби було отримано GM у проміжку 1,19-1,27 та GSD у проміжку 1,25-1,34 при відповідній кількості точок N в проміжку 33-67, які порівнювалися у камерах всієї області моделювання.



Камера 60



Камера 79



Камера 84



Камера 82

Рисунок 5.25 – Порівняння розрахованих (криві на графіках) і вимірних (точки) концентрацій ^{137}Cs у різних видах риби в Північному морі

5.4 Оцінка доз опромінення населення для європейських морів

У даному розділі приводяться оцінки індивідуальних доз опромінення від споживання морепродуктів на основі розрахованих моделлю POSEIDON-R концентрацій ^{137}Cs в європейських морях. При цьому розрахунок проводився для сумарної дози, отриманої за 70 років (за 1950 – 2019 роки), а також виділялася максимальна річна доза, отримана в цей проміжок часу (табл. 5.9). Вибір саме 70-річного періоду обумовлений середньою тривалістю життя в європейських країнах, яка є близькою до цієї величини.

При оцінці доз опромінення в кожному регіоні розглядалася контрольна група людей з максимальною долею морепродуктів у їхньому раціоні. Зокрема, згідно з даними [199], контрольна група європейців, що проживають на березі Середземного моря, щорічно споживає 73 кг риби і 35 кг ракоподібних. Для Балтійського моря була використана щорічна величина споживання морепродуктів рибалками Швеції: 32,4 кг риби, 3,6 кг ракоподібних і 0,18 кг молюсків [219]. Для інших морів використовувалися середньоєвропейські величини споживання морепродуктів контрольною групою населення: 50 кг риби і 15 кг ракоподібних за рік [12]. У моделі вважається, що 80% спожитої риби є нехижою і 20% – хижою, а також враховується лише їстівна частина морських організмів, яка для риби складає 50% загальної маси, для ракоподібних – 35%, для молюсків – 15% [2].

Аналізуючи розраховані максимальні річні дози для різних морів (табл. 5.9), можна сказати, що практично у всіх випадках вони є достатньо низькими. Лише Ірландське море, в якому протягом 1975-1979 років індивідуальні дози опромінення за рахунок споживання морепродуктів перевищували 1 мЗв/рік, виділяється серед інших. До речі, дози такої самої величини були отримані при оцінках радіологічного впливу аварії на АЕС Фукусіма-1 (див. наступний розділ роботи). Отримані в роботі дози можна порівняти з природними (фоновими) дозами опромінення. Середній рівень дози для населення планети від природних джерел опромінення (космічна радіація, опромінення від радіонуклідів в земній корі, вдихання радону, споживання

їжі, де завжди містяться в невеликій кількості радіоактивні ізотопи, серед яких найпоширеніші ^{14}C і ^{40}K) становить 2,4 мЗв/рік [11]. Хоча в різних регіонах Землі він може змінюватися в межах від 1 до 10 мЗв/рік. Згідно з рекомендаціями МАГАТЕ, допустимий рівень опромінення для населення від антропогенних радіонуклідів становить 1 мЗв/рік [12]. Тобто, у європейських морях, за винятком Ірландського, дози опромінення від ^{137}Cs за рахунок споживання морепродуктів завжди були далекими від допустимих значень. Станом на зараз ці дози для всіх морів без винятку знаходяться в межах $10^{-4} - 10^{-3}$ мЗв/рік.

Таблиця 5.9 – Оцінка індивідуальних доз опромінення радіоактивним цезієм (^{137}Cs) контрольної групи населення від споживання морепродуктів

Море	Мінімальна сумарна доза за 70 років, мЗв	Максимальна сумарна доза за 70 років, мЗв	Максимальна річна доза, мЗв/р (відповідний рік)
Чорне	0,14	0,19	0,035 (1986)
Середземне	0,04	0,13	0,011 (1986)
Балтійське	0,09	0,18	0,026 (1986)
Північне	0,10	0,18	0,015 (1978)
Ірландське	0,27	12,1	1,3 (1976)

Також у роботі аналізувалася зміна з часом максимальної індивідуальної дози опромінення людини, що входить у контрольну групу для кожного з розглянутих морів, а також відповідна накопичена доза за весь час розрахунку (70 років) від споживання морепродуктів, забруднених ^{137}Cs (рис. 5.26).

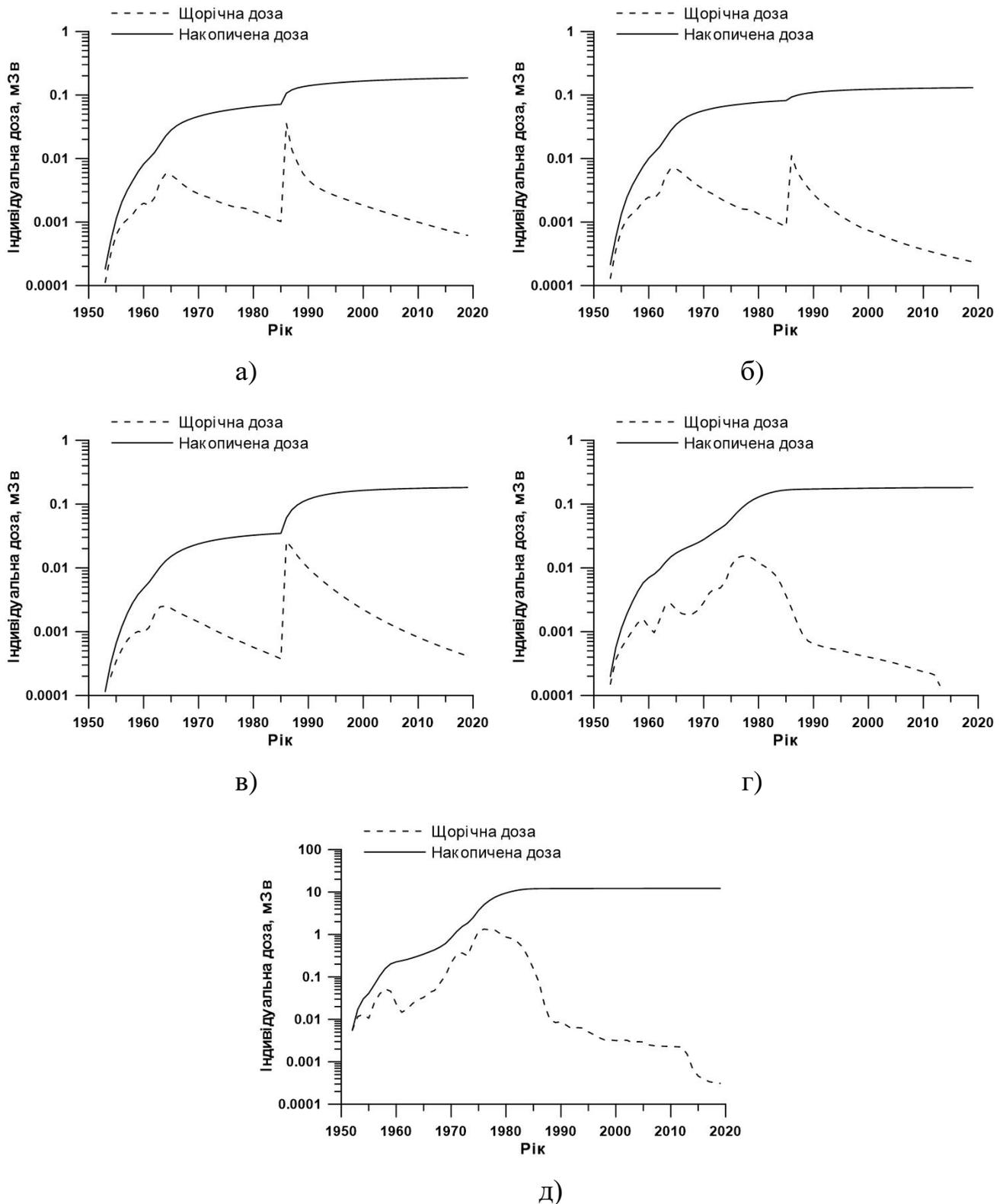


Рисунок 5.26 – Розрахована максимальна доза опромінення людини, що входить в контрольну групу, для Чорного (а), Середземного (б), Балтійського (в), Північного (г) та Ірландського (д) морів

Видно, що для Чорного (рис. 5.26 а) і Балтійського морів (рис. 5.26 в) було два періоди порівняно швидкого накопичення дози: 60-ті роки та друга половина 80-х років ХХ століття внаслідок глобального випадіння в результаті випробувань атомної зброї і за рахунок атмосферного переносу радіонуклідів після аварії на Чорнобильській АЕС, відповідно. Причому внесок чорнобильського випадіння в загальну дозу в кілька разів більший для цих двох морів. Для Середземного моря (рис. 5.26 б) дані джерела радіоактивного забруднення мали приблизно однаковий внесок у загальну дозу. В Північному (рис. 5.26 г) та Ірландському (рис. 5.26 д) морях майже вся доза була накопичена в 70-х роках ХХ століття під час максимальних витоків радіоактивності зі збагачувального заводу Селлафілд. При цьому для Ірландського моря значення доз опромінення були практично на два порядки вищими, ніж для Північного.

5.5 Висновки до розділу 5

Розраховані концентрації різних радіонуклідів у Середземному і Балтійському морях, а також у морях північно-східної частини Атлантичного океану узгоджуються з відповідними вимірами у воді, донних відкладеннях і морських організмах при єдиному наборі параметрів камерної моделі POSEIDON-R. Це означає, що дана модель може використовуватися в автономному режимі для оцінок забруднень при будь-яких витоках радіоактивності в морське середовище в різних частинах Світового океану або в складі систем комп'ютерної підтримки рішень.

Вперше складна система течій у Середземному морі, процеси в якому є віддзеркаленням основних процесів, характерних для Світового океану, була відтворена в рамках камерної моделі. Це дозволило описати довгостроковий перенос радіоактивного цезію як в горизонтальному, так і у вертикальному напрямках. Згідно з розрахунками, основним джерелом ^{137}Cs у Середземному морі було глобальне випадіння від випробувань атомної зброї, яке в три рази перевищило

атмосферне випадіння в результаті аварії на ЧАЕС При цьому загальний вміст радіонукліда в донних відкладеннях Середземного моря не перевищував 10% від його вмісту в воді. Отримана досить низька концентрація забруднення в морських організмах, що узгоджується з нечисленними вимірами. Показано, що невизначеність у величині глобального атмосферного випадіння ^{137}Cs має більший вплив на його вміст у Середземному морі, ніж невизначеність водообміну через протоку Гібралтар.

Розраховані концентрації ^{137}Cs у воді в різних частинах Балтійського моря, отримані в результаті застосування тривимірної моделі переносу THREEETOX і камерної моделі POSEIDON-R, порівнювалися між собою та з даними вимірювань. В основному отримане добре узгодження, а іноді значення концентрацій радіонукліда, розрахованих різними моделями, були практично ідентичні. Обидві моделі дають дуже схожі оцінки швидкості зменшення концентрації ^{137}Cs у результаті розведення за рахунок перемішування з менш забрудненою водою, проникнення в глибинні шари і осідання на дно. Це означає, що у більшості випадках застосування камерної моделі є достатнім для відтворення чи прогнозування забруднення морського середовища, особливо при необхідності отримати довгострокові оцінки змін забруднення в масштабах цілого моря. Параметризація залежності інтенсивності засвоєння ^{137}Cs морськими організмами від солоності (наявності конкуруючих іонів калію) дозволяє отримати добре узгодження розрахунків з вимірами в різних частинах Балтійського моря, в тому числі в його північних областях, де спостерігається суттєве розпріснення морської води за рахунок втоку великої кількості річок.

Максимальні концентрації ^{137}Cs у морях північно-східної частини Атлантичного океану були отримані в Ірландському морі внаслідок витоків із збагачувального заводу Саллафілд. З Ірландського моря забруднення переноситься переважно в північному напрямку, що відтворюється результатами моделювання. Параметризація потоку забруднення з донних відкладень у воду в результаті процесу ресуспензії в моделі POSEIDON-R дозволяє відтворити зміни концентрації ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень згідно з даними вимірювань. Отримані

значення концентрацій ^{137}Cs у різних видах риби в Північному морі узгоджуються з відповідними вимірами. Крім того, модель POSEIDON-R відтворює співвідношення між концентраціями радіонукліда в цих видах риби, що підтверджує здатність моделі описувати розподіл забруднення в ланцюжках живлення морських організмів.

Були здійснені оцінки індивідуальних доз опромінення від споживання морепродуктів на основі розрахованих моделлю POSEIDON-R концентрацій ^{137}Cs в європейських морях. Показано, що лише в Ірландському морі протягом 1975-1979 років індивідуальні дози опромінення контрольної групи людей з максимальною долею морепродуктів в їхньому раціоні могли перевищити допустимий рівень опромінення населення від антропогенних радіонуклідів, який становить 1 мЗв/рік. В інших морях розраховані дози завжди були далекими від цього рівня.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [119, 133, 143, 153, 205].

РОЗДІЛ 6

МОДЕЛЮВАННЯ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНОСТІ В РЕЗУЛЬТАТІ АВАРІЇ НА АЕС ФУКУСІМА-1 НА ФОНІ ІСНУЮЧОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ТИХОГО ОКЕАНУ

Атомна електростанція Фукусіма-1, що розташована в префектурі Фукусіма на східному узбережжі о. Хонсю, мала шість ядерних реакторів (BWR) загальною потужністю 4,7 ГВт. 11 березня 2011 року стався землетрус потужністю 9 балів за шкалою Ріхтера з епіцентром в океані поблизу північно-східного узбережжя Японії. В цей час блоки 4, 5 і 6 вже були зупинені для планового технічного обслуговування. Решта реакторів були автоматично закриті системою SCRAMed відразу після землетрусу, а тепло, що утворювалося в результаті радіоактивного розпаду палива, відводилося за допомогою аварійних генераторів. Подальше руйнівне цунамі з хвилями висотою до 14 метрів, що були більшим, ніж висота захисних дамб, затопило аварійні генератори, необхідні для циркуляції води в системах охолодження реакторів і відпрацьованого ядерного палива. Протягом наступних трьох тижнів мало місце часткове розплавлення активних зон реакторів блоків 1-3, виділення водню з тепловидільних елементів (ТВЕЛів) і його подальшими вибухами. Це призвело до викидів радіоактивних ізотопів в атмосферу та їхнього витоку в океан, що спричинило значне забруднення суходолу і моря. В результаті, близько 80% усієї радіоактивності потрапило в Тихий океан, що зумовлює важливість досліджень переносу радіонуклідів у морському середовищі, включаючи перенос по ланцюжках живлення морських організмів, які входять в раціон харчування людини [16].

При оцінці впливу витоку радіонуклідів у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 на морське середовище важливо порівняти ріст активності у воді, донних відкладеннях і морських організмах з доаварійними значеннями. Для цього потрібно мати фонові значення концентрації радіонуклідів, які сформувалися в регіоні протягом останніх років. Справа в тому, що переважна більшість антропогенних

радіонуклідів 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 [220]. 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 всередині минулого століття. Як уже було відзначено (див. розділ 4), найбільш важливими антропогенними радіонуклідами з радіологічної точки зору є цезій ^{137}Cs і стронцій ^{90}Sr . Даний розділ присвячений моделюванню розповсюдження саме цих радіонуклідів у морському середовищі північно-західної частини Тихого океану, а також області безпосередньо навколо АЕС Фукусіма-1.

Можна виділити чотири основних джерела радіонуклідів, які потрапили в океан у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1. Спочатку відбувалися викиди радіоактивних речовин з АЕС в атмосферу за рахунок вентилявання і через вибухові викиди газів і летючих радіонуклідів. Це було найбільшим джерелом радіоактивності, що призвело до випадіння на суші і в океані [221, 222]. Оцінки загальної кількості атмосферних випадіння ^{137}Cs знаходяться в значному діапазоні через невизначеність в параметрах перенесення і осадження в атмосферних моделях, а також відсутність достатньої кількості спостережень, необхідних для проведення зворотних розрахунків (табл. 6.1). Дещо меншим джерелом радіоактивності був прямий витік забрудненої води з підвалу будівлі реактора в океан під час надзвичайних заходів, які застосовувалися для охолодження реакторів, щоб не допустити їхнього вибуху. Цей процес досяг свого піку близько 6 квітня 2011 року, коли в океані спостерігалась найвища концентрація радіоактивного цезію в безпосередній близькості від АЕС Фукусіма-1 [223]. Щоб оцінити загальний прямий викид радіоактивного цезію в океан, кілька груп дослідників використовували моделі переносу в поєднанні з вимірами концентрації $^{134,137}\text{Cs}$ у поверхневих водах навколо АЕС у період максимального витоку з березня по травень 2011 року [224, 225].

Таблиця 6.1 – Оцінки джерел ^{137}Cs у морське середовище внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1 (усі в ПБк), згідно з [226]

Літературне джерело	Загальне випадіння з атмосфери	Випадіння з атмосфери в океан	Прямий витік в океан	Повний витік в океан
[221]	13			
[222]	36 (23-50)			
[227]	8.8			
[228]	11			
[229]	20.6			
[224]	13	7.6	3.5	
[230]	19.3			
[231]	15.5			
[232]	14.5			
[233]		5	4	
[234]		5.8 ± 0.1	4.3 ± 0.2	
[32]			3.5 ± 0.7	
[225]			5.6 ± 0.2	
[235]		11.5	27 ± 15	
[236]			13.5 ± 2.5	
[237]			16.2 ± 1.6	
[238]	15.2-20.4	11.7-14.8		15.2-18.3
[239]				15.3 ± 2.6
[39]		10.5 ± 0.9		16.1 ± 1.4

Надходження радіоактивності в прибережні води Японії також відбувалося з річковою водою та за рахунок поверхневого змиву [240]. Проте, згідно з оцінками [234], дане джерело складало лише кілька відсотків від загального випадіння радіонуклідів на сушу. Потік за рахунок ґрунтових вод являє собою довгострокове

джерело радіонуклідів в океані, зокрема, від забрудненої території АЕС. Згідно з оцінками в роботі [241], цей потік має такий порядок, що і величина притоку з річок.

До 2011 року концентрація ^{137}Cs у поверхневих водах північної частини Тихого океану і суміжних морів складала 1-2 Бк м⁻³ як залишок від глобального атмосферного випадіння внаслідок випробувань атомної зброї всередині минулого століття [235, 238]. У березні 2011 року рівень ^{137}Cs швидко збільшився, на початку квітня він досягнув 68 мільйонів Бк м⁻³ у поверхневих водах, що безпосередньо прилягають до АЕС Фукусіма-1, і протягом наступного місяця знизився більш ніж на три порядки. На початку 2012 року концентрація ^{137}Cs зменшилася до 10 000 Бк м⁻³ [226] і приблизно до 100 Бк м⁻³ з 2013 до 2015 року.

Більшість радіонуклідів, які витекли з АЕС Фукусіма-1, швидко змішалися з океанськими водами під впливом інтенсивних течій, припливів і мезомасштабних вихорів, характерних для східного узбережжя Японії. Загалом забруднення розповсюджувалося в Тихому океані таким чином: спочатку забруднена вода рухалася на південний схід під впливом течії Ойясію, потім – на схід під впливом течії Куросію. В південному напрямку перенос забруднення було заблоковано інтенсивною течією Куросію [242]. Розповсюдження забруднення на схід продовжувалося Північно-тихоокеанською течією, яка розгалужується в міру наближення до Північної Америки. В результаті переносу і дифузії концентрація ^{137}Cs з часом зменшувалася, і очікується, що приблизно до 2020 року вона знизиться до величини 1-2 Бк м⁻³, що відповідає рівню фонового забруднення океану, пов'язаного з випадіннями від випробувань атомної зброї.

Розчинені радіонукліди, досягаючи морського дна, забруднюють його безпосередньо або адсорбуються зваженими у воді твердими частинками, які з часом осідають на дно, формуючи таким чином донне забруднення. Накопичені у дні радіонукліди мають важливе значення як резервуар забруднення для організмів, що харчуються і живуть у придонній області. Вони також можуть бути довгостроковим джерелом забруднення через ресуспензію дрібнодисперсних частинок донних відкладень, біотурбацію і дифузію розчинених радіонуклідів із порової води. Розподіл ^{137}Cs у донних відкладеннях вздовж берегів Японії після

аварії на АЕС Фукусіма-1 залежить від джерел забруднення, мінералогії покладів, локальних течій та діяльності донних організмів, яка призводить до перемішування відкладень (біодифузія та біоіригація). Загалом відкладення на морському дні містять менше 1% (130 ± 60 ТБк) активності ^{137}Cs , що поступила в морське середовище в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 [226, 243]. Але, з огляду на поступове зниження концентрації розчиненого ^{137}Cs у товщі води, в даний час кількість забруднення в донних відкладеннях у 5-10 разів більша, ніж у воді для мілководної області (глибиною до 200 м) між 36 і 38 градусами північної широти [16]. Перемішування забруднених відкладень за допомогою біотурбації приводить до зменшення поверхневої концентрації ^{137}Cs у дні. В той же час біотурбація може поступово повертати забруднення із глибинних шарів на поверхню протягом наступних років. Ерозія донних відкладень під впливом хвиль і течій приводить до перерозподілу забруднення з частковим переходом його у розчинну форму. З іншого боку, притік активності з річок та ґрунтових вод може збалансувати ці втрати, в результаті чого з часом слід очікувати незначні зміни в запасах активності у донних відкладеннях. Таким чином, можна сказати, що у прибережній зоні біля берегів Японії залишається деяке довгострокове джерело радіоактивного цезію в масштабі від декількох років до десятиліть, в залежності від місця і типу відкладень. Ця загальна картина підтверджується результатами вимірів активності на шельфі о. Хонсю. Згідно з [142], зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі донних відкладень для різних областей шельфу відбувається з різною швидкістю.

У даному розділі представлені результати моделювання розповсюдження ^{137}Cs і ^{90}Sr у морському середовищі північно-західної частини Тихого океану з акцентом на область вздовж узбережжя Японії, враховуючи забруднення як від випробувань атомної зброї, так і від аварії на АЕС Фукусіма-1. Крім того, здійснені оцінки доз опромінення, отриманих населенням від споживання забруднених морепродуктів у різні періоди часу, а також проведене порівняння динаміки очищення Чорного і Балтійського морів з областю навколо АЕС Фукусіма-1, забруднених у результаті двох найбільших радіаційних аварій за всю історію людства.

Варто відмітити, що розвиток біологічної складової в камерній моделі POSEIDON-R був обумовлений неможливістю описати зміни концентрації забруднення морських організмів внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1 у рамках існуючих на той час підходів. Зокрема, приблизно через два роки після аварії, коли концентрація розчинених у воді радіонуклідів суттєва знизилась за рахунок інтенсивного розведення у великій кількості океанської води, забруднені донні відкладення почали відігравати роль основного джерела активності для донних організмів. Це привело до відмінностей у концентраціях радіонукліда в пелагічних і придонних організмах, що стало поштовхом для розробки донного ланцюжка живлення в моделі POSEIDON-R. Проте це не вирішило проблему отримання занижених концентрацій стронцію в рибі у порівнянні з даними вимірювань. Лише застосування нової кінетично-алометричної моделі, в якій враховується накопичення забруднення в різних тканинах риби, дозволило отримати добре узгодження розрахованих і вимірених концентрацій ^{90}Sr в пелагічній хижій рибі.

6.1 Адаптація моделі POSEIDON-R до північно-західної частини Тихого океану

На даний момент у північно-західній частині Тихого океану атомні електростанції діють в Японії, Республіці Корея і в Китайській Народній Республіці. Для того, щоб мати можливість проводити розрахунки для будь-якої з цих АЕС була побудована система камер моделі POSEIDON-R, що охоплює весь даний регіон, включно з Жовтим, Східно-Китайським і Японським морями (рис. 6.1). Всього система включає 175 камер. Об'єм і середня глибина кожної камери розраховувалась на основі даних про глибини, що використовуються в розрахунках Регіональною моделлю океану ROMS [244]. Глибокі області були поділені на три вертикальні шари для кращого описання вертикального і горизонтального переносу активності:

поверхневий шар (до глибини 200 м), середній шар (200 – 1000 м) і нижній шар (понад 1000 м).

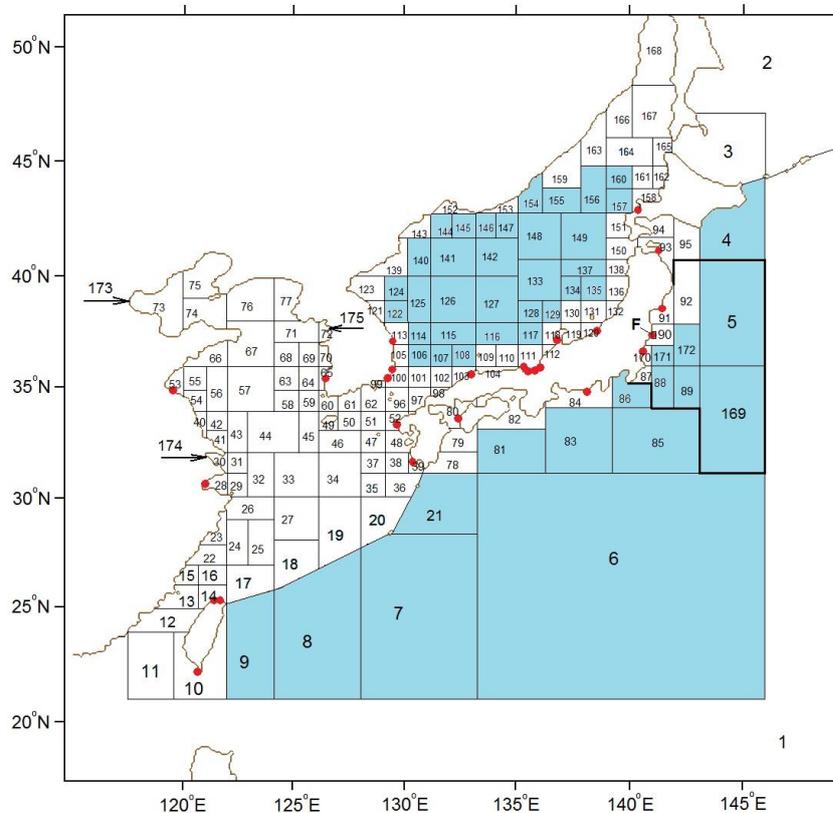


Рисунок 6.1 – Схема камер моделі POSEIDON-R для північно-західної частини Тихого океану. Червоні точки позначають АЕС. Голубим кольором позначені глибоководні камери (понад 1000 м), поділені по вертикалі на 3 шари. Буквою **F** позначена АЕС Фукусіма. Жирною лінією обведені камери, на які відбулося атмосферне випадіння ^{137}Cs після аварії на АЕС Фукусіма

Обмін водою між камерами розраховувався за допомогою усереднення за 10 років (2000-2009) течій, отриманих 3-вимірною моделлю циркуляції ROMS. Для цього знаходилися потоки води, які перетікають через границі між суміжними камерами. Ці потоки відповідають за адвективний і дифузійний перенос забруднення. Додаткові дифузійні потоки використовувалися в камерах Жовтого моря з метою відображення перемішування спричиненого значними припливними течіями [245], характерними для цього моря. При цьому дані для швидкостей припливних течій

бралися з роботи [246]. Також враховувався притік води з трьох основних річок регіону: Хуанхе, Янцзи (обидві Китай) і Хан (Корея), яким відповідають камери 173, 174 і 175, відповідно (рис. 6.1). Приклад усереднених течій у поверхневому шарі товщиною 200 м зображений на рис. 6.2. Як уже згадувалося, особливістю даного регіону є наявність інтенсивної течії Куросіо, яка переносить великі об'єми води вздовж узбережжя Японії у відкритий океан. Її добре видно на рис. 6.2, де кольорами позначені різні швидкості течій.

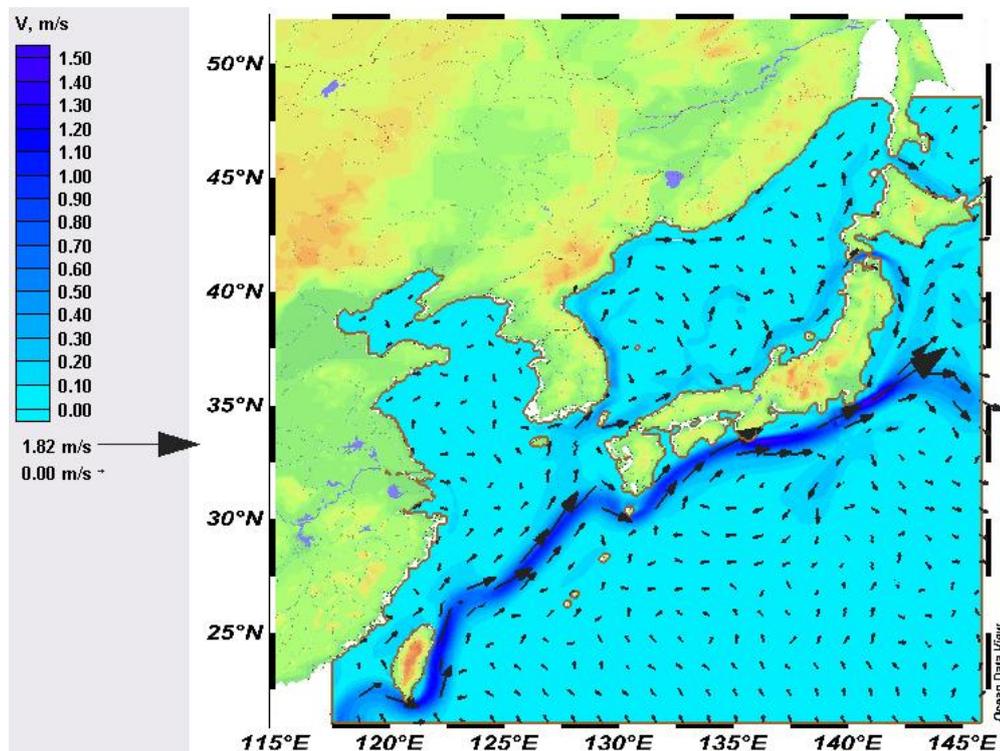


Рисунок 6.2 – Усереднені за 10 років течії в поверхневому шарі (200 м) за результатами розрахунків 3-вимірною моделлю ROMS

Концентрації зважених у воді частинок для камер Японського моря і відкритого океану задавалися як 1.0 і 0.1 $\text{г}/\text{м}^3$, відповідно, а швидкості осідання зважених частинок – 75 і 10 $\text{г}/(\text{м}^2 \text{р})$, відповідно. Концентрації зважених у воді частинок та швидкості їхнього осідання для камер Жовтого і Східно-Китайського морів бралися з роботи [247]. Діапазони величин, які використовувалися в різних камерах північно-західної частини Тихого океану для цих та інших параметрів моделі, представлені в таблиці 6.2.

Таблиця 6.2 – Параметри моделі POSEIDON-R для північно-західної частини Тихого океану

Параметр	Мілкі області	Глибокі області
Концентрація зважених у воді частинок, кг м^{-3}	$6 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-4}$
Швидкість осідання зважених частинок, $\text{кг м}^{-2} \text{р}^{-1}$	0.15	0.01
Товщина верхнього шару донних відкладень, м	0.1	0.1
Коефіцієнт біотурбації у верхньому шарі донних відкладень, $\text{м}^2 \text{р}^{-1}$	$3.6 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-8}$
Коефіцієнт вертикальної дифузії в дні, $\text{м}^2 \text{р}^{-1}$	0.0315	0.0315
Пористість донних відкладень	0.75	0.75
Густина частинок, які формують донні відкладення, кг м^{-3}	2600	2600

6.2 Довгострокове моделювання переносу ^{137}Cs у північно-західній частині Тихого океану

Крім самого моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі (воді, донних відкладеннях і морських організмах) після аварії на АЕС Фукусіма-1, у роботі проводилася оцінка підвищення концентрації радіонукліда у порівнянні з його фоновою концентрацією в прибережній області з метою визначення часу, протягом якого буде відчуватися вплив аварії. Фонова концентрація в Світовому океані існує в основному за рахунок випробувань атомної зброї всередині ХХ століття. Тому

розрахунки проводилися з часу перших інцидентів із застосуванням атомної зброї в 1945 році і до 2020 року.

Основними джерелами ^{137}Cs в північно-західній частині Тихого океану були: 1) глобальне атмосферне випадіння в результаті випробувань атомної зброї; 2) атмосферне випадіння на поверхню океану і аварійний витік забрудненої води в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1; 3) притік радіоактивності з ґрунтовими водами, в які просочується забруднення з пошкодженого реактора і прилеглих територій, та з водою річок, що протікають через сильно забруднені області навколо АЕС.

6.2.1 Глобальне випадіння ^{137}Cs , спричинене випробуваннями атомної зброї, та моделювання його переносу в Жовтому, Східно-Китайському і Японському морях

Щоб забезпечити фонову концентрацію радіонукліда на момент аварії на АЕС Фукусіма-1, моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі проводилось для періоду 1945-2010 років. Основним джерелом ^{137}Cs у північно-західній частині Тихого океану в цей період було атмосферне випадіння від випробувань атомної зброї. Це випадіння включає глобальну складову, спричинену переносом радіоактивності у верхніх шарах атмосфери завдяки загальній атмосферній циркуляції, та регіональну складову, зумовлену переносом течіями великої кількості радіоактивності після випробувань на Маршалових островах у центральній частині Тихого океану (одну з таких течій – Куросіо – добре видно на рис. 6.2). Густина атмосферного випадіння за період 1945-2005, що зображена на рис. 6.3 а, задавалася згідно з роботами [248, 249]. Концентрація для граничних камер на південній і східній границях розрахункової області (див. рис. 6.1), яка задавалася згідно з даними вимірів [183, 250], зображена на рис. 6.3 б. Для періоду 2005-2020 обидва часові ряди були продовжені із врахуванням розпаду ^{137}Cs .

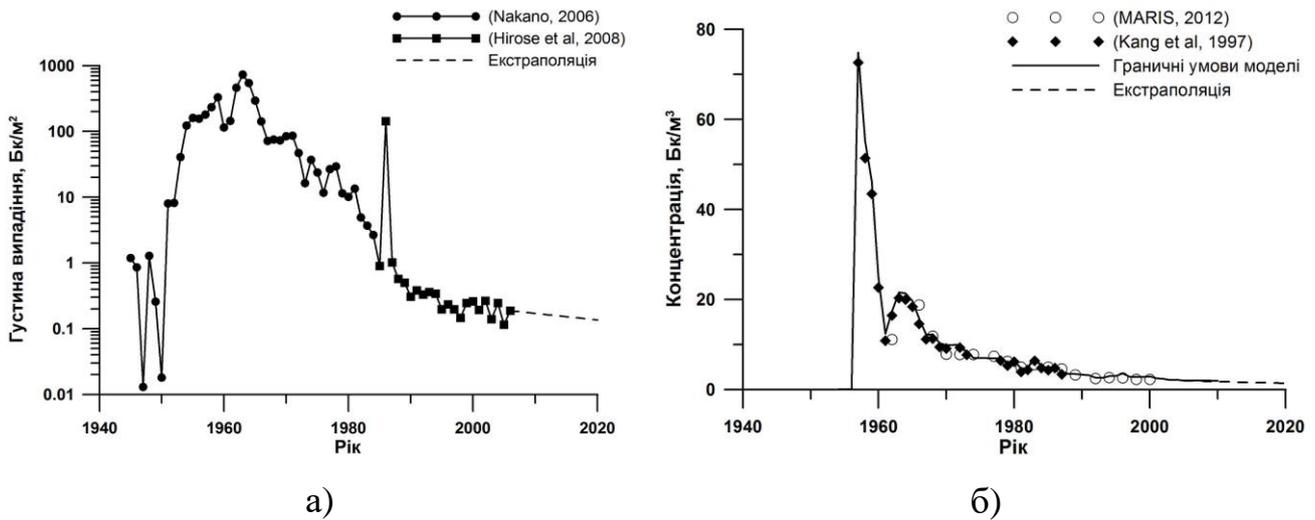


Рисунок 6.3 – Густина атмосферного випадіння ^{137}Cs на північно-західну частину Тихого океану (а) і його концентрація на границях розрахункової області (б)

Отримані в результаті моделювання концентрації ^{137}Cs в різних камерах розрахункової області (див. рис. 6.1) порівнювалися з вимірами, доступними в базі даних MARiS та в різних наукових публікаціях. Ці вимірювання проводилися в Східно-Китайському, Жовтому і Японському морях протягом 1960 – 2010 років. Наприклад, порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у камерах Східно-Китайського моря з відповідними вимірами представлено на рис. 6.4. Варто відмітити, що на рис. 6.4 вибрані камери, для яких була найбільша кількість вимірювань, хоча в роботі здійснювалося порівняння для більшої кількості камер [33]. З рисунка видно, що результати розрахунків узгоджуються з вимірами. Проаналізувавши графіки, можна сказати, що перенос радіоактивності з центральної частини Тихого океану, де проводилася велика кількість випробувань атомної зброї в 50-х роках ХХ століття, має більший внесок в концентрацію ^{137}Cs у Східно-Китайському морі, ніж внесок від глобального атмосферного випадіння з максимумом у 60-х роках.

На рис. 6.5 зображене порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs у воді з відповідними вимірами в деяких камерах Жовтого моря, хоча порівняння здійснювалося для всіх камер, де були дані вимірювань. З графіків видно, що в Жовтому морі перенос радіоактивності з океанськими течіями і атмосферне

випадіння мають приблизно однаковий внесок у концентрацію ^{137}Cs у воді (два максимуми в 50-х і 60-х роках ХХ століття). Розрахована концентрація ^{137}Cs у донних відкладеннях Жовтого моря станом на 2005 рік знаходиться в межах $1,0 - 9,5 \text{ Бк кг}^{-1}$, що узгоджується з вимірами [251].

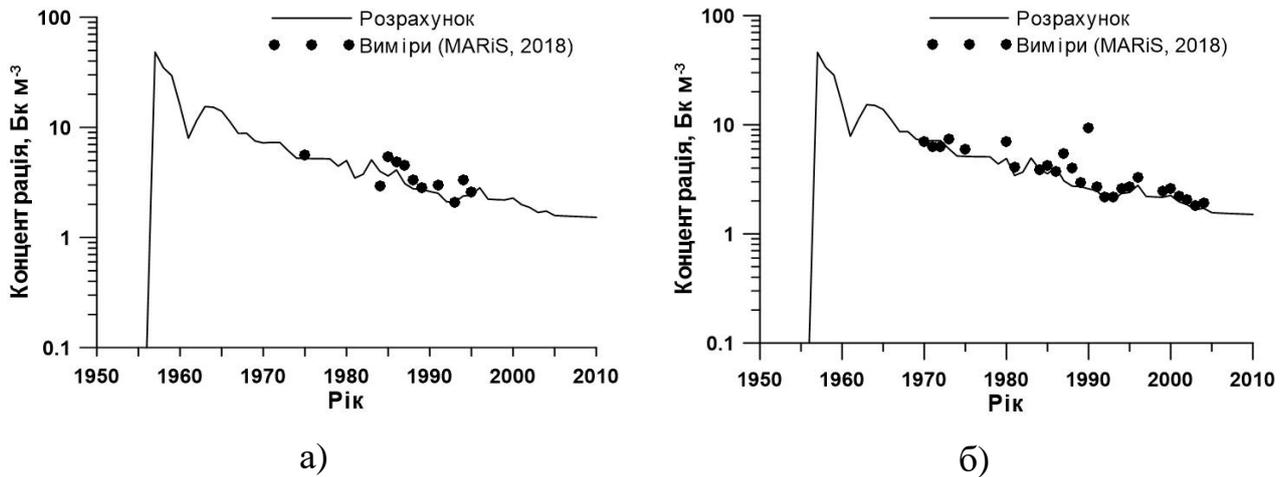


Рисунок 6.4 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у воді Східно-Китайського моря з вимірами [183] для камер 19 (а) і 36 (б)

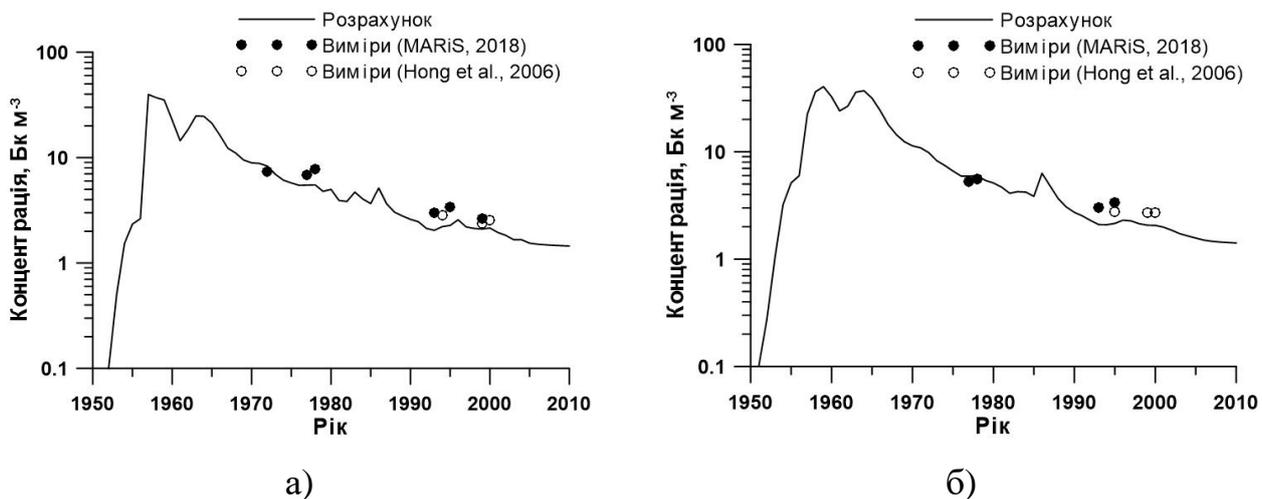


Рисунок 6.5 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у воді Жовтого моря з вимірами [183, 251] для камер 44 (а) і 71 (б)

Для Японського моря розрахунки показали, що концентрація ^{137}Cs є практично однорідною в поверхневому шарі води. Про це свідчать криві зміни концентрації в морі за весь період моделювання, які є майже ідентичними для різних камер

(рис. 6.6 а). Вони узгоджуються з вимірами [252-255], проведеними в різних областях Японського моря, за винятком двох моментів часу, коли атмосферне випадіння ^{137}Cs було максимальним. Першим таким моментом часу був 1963 рік, що відповідає максимуму глобального випадіння в результаті випробувань атомної зброї (див. рис. 6.3 а). Другий період відповідає часу аварії на ЧАЕС (1986 рік), яка призвела до значного випадіння радіонуклідів по всьому світу. В кожен з цих періодів радіоактивність була сконцентрована в досить тонкому поверхневому шарі, тоді як в моделі товщина поверхневого шару становить 200 м. Саме через це спостерігається заниження отриманої в результаті моделювання концентрації ^{137}Cs у згадані моменти часу (рис. 6.6 а). На рис. 6.6 б показано, що розрахована концентрація ^{137}Cs узгоджується з вимірами і для області навколо АЕС Сімане. Тут виміри проводив Японський центр хімічного аналізу [256] з 1969 по 2002 роки. Узгоджуються з вимірами [257, 258] і розраховані значення концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях Японського моря, які в 2005 році були в інтервалі 0,03 – 7,3 Бк/кг.

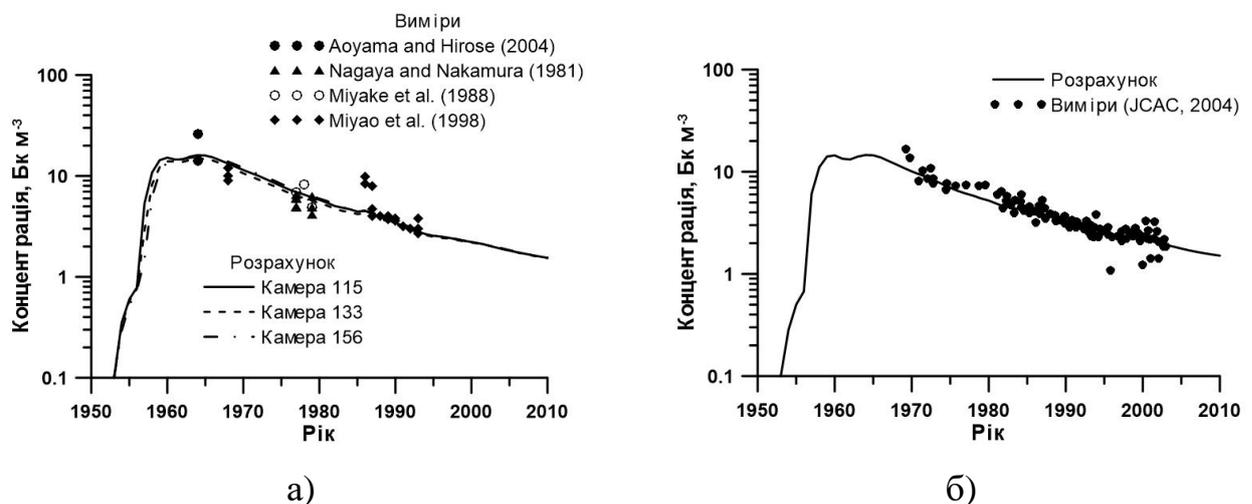


Рисунок 6.6 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у воді Японського моря з вимірами для камер 115-156 а) і 103 б).

Таким чином, можна зробити висновок, що модель POSEIDON-R правильно відтворює перенос ^{137}Cs у північно-західній частині Тихого океану. Це підтверджується узгодженням розрахованих і вимірних значень концентрації

радіонукліда в Жовтому, Східно-Китайському і Японському морях. Загалом кореляція результатів розрахунків з вимірами для поверхневого шару води у всіх камерах північно-західної частини Тихого океану за весь розрахунковий період показана на рис. 6.7. Коефіцієнт кореляції становить 0,925, середньо-квадратичне відхилення – 1,43 Бк/м³.

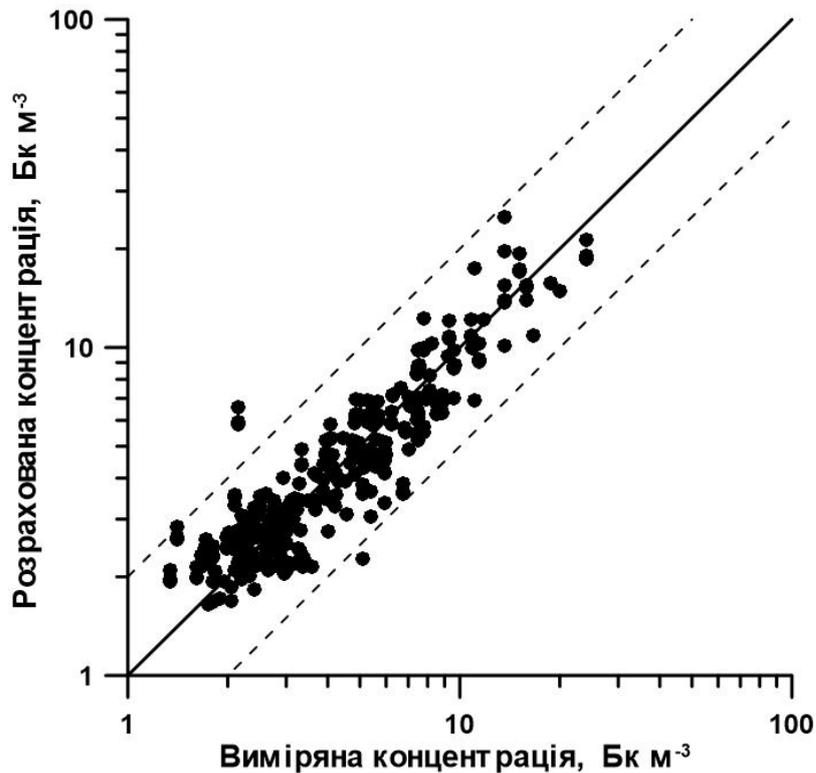


Рисунок 6.7 – Кореляція між розрахованими і вимірними значеннями концентрації ¹³⁷Cs у воді за весь період розрахунку. Штриховими лініями позначене відхилення у 2 рази

Результати моделювання були використані для оцінок внесків кожного з джерел у забруднення Східно-Китайського, Жовтого і Японського морів, а також для визначення вмісту ¹³⁷Cs у кожному з цих морів. Ці оцінки представлені в таблиці 6.3. Зокрема видно, що найбільший внесок у забруднення Східно-Китайського і Жовтого морів має перенос радіоактивності з океанськими течіями (93%), тоді як атмосферне випадіння складає лише 7%. При цьому втрата ¹³⁷Cs за рахунок радіоактивного розпаду складає 6,5% від загального притоку радіонукліда. Основна

кількість ^{137}Cs витікає з Східно-Китайського моря в Японське море через Цусімську протоку (94%), тоді як лише 6% повертається у відкритий океан через протоки між островами Рюкю. Згідно з результатами моделювання станом на 2005 рік, загальна кількість ^{137}Cs у воді Східно-Китайського і Жовтого морів була 0,08 ПБк, що складає лише 0,17% від загального притоку за 1945 – 2005 роки. При цьому в донних відкладеннях було 0,23 ПБк ^{137}Cs (0,5% від загального притоку).

Таблиця 6.3 – Розраховані бюджети ^{137}Cs (ПБк) для Східно-Китайського і Жовтого морів та для Японського моря за період часу з 1945 по 2005 роки

Море	Східно-Китайське + Жовте	Японське
Притік з океанськими течіями	41.4	38.4
Глобальне атмосферне випадіння	3.2	4.3
Загальний витік	40.9	36.6
Осідання на дно	0.57	0.23
Радіоактивний розпад	3.0	4.3
Загальна кількість у воді в 2005 р.	0.08	1.57
Загальна кількість у дні в 2005 р.	0.23	0.12

Основним джерелом ^{137}Cs в Японському морі є його потік через Цусімську протоку, що складає 90% від загальної кількості радіонукліда, що потрапило в море. Решта 10% відноситься до глобального атмосферного випадіння. Витік ^{137}Cs з Японського моря розподіляється між протоками Цугару (69%) і Лаперуза (31%) в північній частині моря. Втрата ^{137}Cs за рахунок радіоактивного розпаду складає 10% від загального притоку радіонукліда. Станом на 2005 рік у воді Японського моря було 1,57 ПБк ^{137}Cs , а в донних відкладеннях – 0,12 ПБк, що складає 3,7% та 0,2% від загального притоку за 1945 – 2005 роки, відповідно. Дані оцінки узгоджуються з відповідними величинами, приведеними в роботі [249].

6.2.2 Джерела ^{137}Cs у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1

Для моделювання розповсюдження радіонуклідів у морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма-1 розглядалися три джерела радіоактивного ^{137}Cs :

- випадіння з атмосфери на поверхню моря в камери, розміщені на схід від АЕС (область обведена жирною лінією на рис. 6.1);
- витік в море безпосередньо після аварії в області АЕС;
- постійний витік змінної інтенсивності, пов'язаний з потоком цезію з району розташування пошкоджених об'єктів АЕС через ґрунтові води та з водою річок.

Атмосферне випадіння розподілялося між камерами згідно з густиною випадіння, отриманою в результаті розрахунків глобальною моделлю переносу забруднення в атмосфері [39]. Аварійний витік ^{137}Cs у море та його постійний витік протягом тривалого часу після аварії за рахунок просочення радіоактивності з забруднених територій у ґрунтові води з наступним повільним стоком у морське середовище (рис. 6.8) задавався згідно з [32]. Також враховувалися потоки ^{137}Cs в різні камери за рахунок річкового стоку (рис. 6.8). Зокрема, річка Абакума є додатковим джерелом радіоактивності в камері 90, річки Мано і Ніїда – в камері В, річки Ота і Укедо – в камері С, річка Фудзівара – в камері Е (див. рис. 6.9). Середньорічні значення стоку ^{137}Cs через ці річки були оцінені з даних вимірювань за 2013-2015 роки та екстрапольовані на періоди з липня 2011 до кінця 2012 років та з 2016 по 2020 роки.

Сумарно за рахунок аварії на АЕС Фукусіма-1 у морське середовище потрапило 3,4 ПБк ^{137}Cs за рахунок атмосферного випадіння (на розрахункову область між 34 та 41 градусами північної широти і 140 та 146 градусами східної довготи); 3,5 ПБк витекло безпосередньо в море протягом активної фази аварії у квітні 2011 року; 80 ТБк потрапило в морське середовище через ґрунтові води з області, що прилягає до АЕС, протягом 2011-2020 років; 2,9 ТБк стекло в прибережну область з річковою водою.

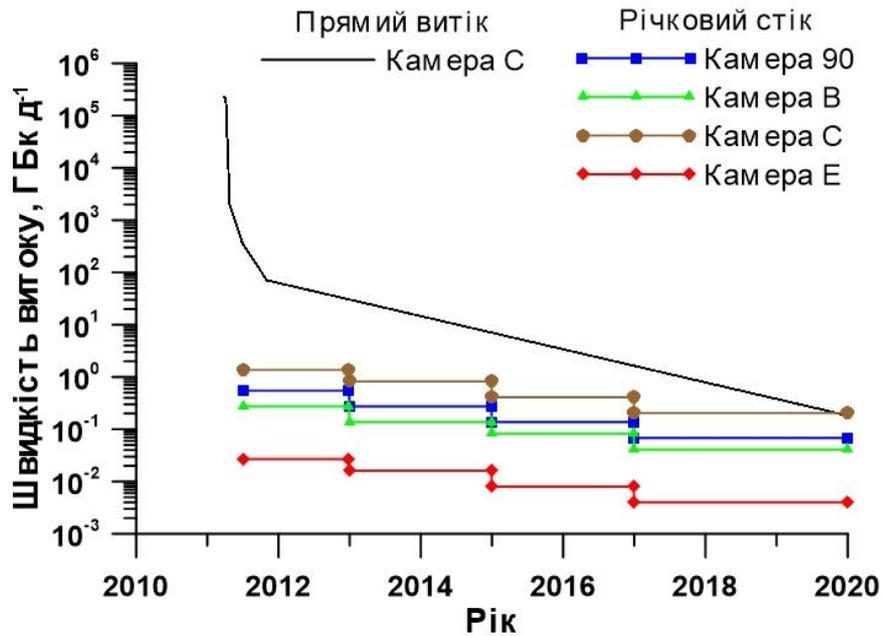


Рисунок 6.8 – Морський витік ^{137}Cs безпосередньо з АЕС Фукусіма-1 та з річковою водою в прибережну область

6.2.3 Порівняння розрахованих концентрацій ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами навколо АЕС Фукусіма-1

Для моделювання переносу ^{137}Cs у морському середовищі в області навколо АЕС Фукусіма-1, ця область була поділена на невеликі камери (рис. 6.9), які відповідають відповідним районам у публікації [259], де проводилася велика кількість вимірювань концентрації ^{137}Cs у морських організмах. Для цього система камер північно-західної частини Тихого океану (рис. 6.1) була доповнена камерами А-М (рис. 6.9) з лінійними розмірами від 30 до 60 км. Обмін водою між новими камерами було розраховано в результаті усереднення течій за 2011-2014 роки, отриманих 3-вимірною моделлю циркуляції з використанням даних реаналізу FORA-WNP30 [61]. Оскільки для області поблизу джерела забруднення характерний високий градієнт концентрації радіонукліда, таке застосування камерної моделі POSEIDON-R показує її здатність відтворювати процеси міграції забруднення в морському середовищі,

включаючи ланцюжки живлення морських організмів, з високою роздільною здатністю.

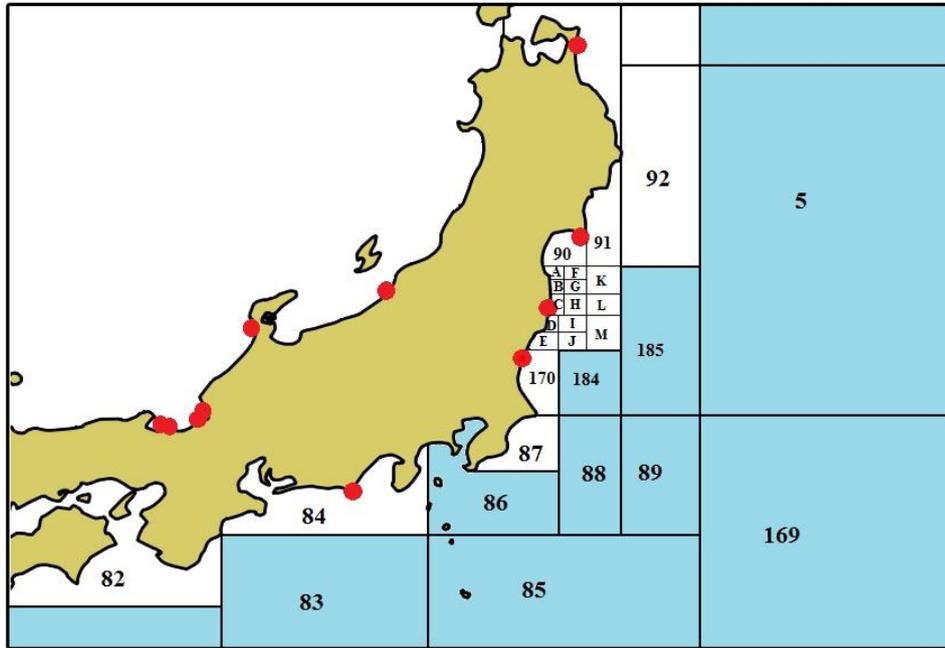


Рисунок 6.9 – Детальна система камер для області навколо АЕС Фукусіма, інтегрована в загальну систему камер північно-західної частини Тихого океану (рис. 6.1). Камери А-М відповідають таким же областям у роботі [259]. Червоні точки позначають положення АЕС в Японії

На наступних рисунках показане порівняння результатів розрахунків з вимірами у прибережних камерах (А, С, Е) та в сусідніх камерах (F, Н, J), щоб показати як концентрація забруднення змінюється зі свого максимального значення в камері С, де знаходиться АЕС Фукусіма-1, вздовж узбережжя та у напрямку відкритого океану. Всі виміри усереднювалися в межах кожної камери, оскільки в результаті моделювання отримується саме середня концентрація радіонукліда в камері. В додатках до роботи [119] приведені порівняння результатів розрахунків з вимірами для камер А-М, 90, 91 і 170 без усереднення.

З рис. 6.10 видно, що концентрація ^{137}Cs у воді дуже швидко знизилась після квітня 2011 року в усіх камерах за рахунок розведення забрудненої води

інтенсивними океанськими течіями в регіоні (див. рис. 6.2). Зокрема, в області навколо АЕС Фукусіма-1 (камера С), де спостерігалися максимальні значення концентрації, вона знизилась приблизно в 10 000 разів. Проте, починаючи з 2013 року, концентрація ^{137}Cs у воді знижується дуже повільно, і все ще залишається вищою, ніж доаварійне (фонове) значення, що свідчить про наявність постійного джерела забруднення. Можна сказати, що моделювання підтверджує оцінку величини постійного витоку ^{137}Cs з району АЕС Фукусіма-1, приведену в роботі [241]. У камерах А і Е, які розміщені вздовж берега на північ і південь від АЕС Фукусіма-1, відповідно, модель показує схожу динаміку забруднення, хоча виміри дають дещо вищі концентрації ^{137}Cs у камері Е зразу після аварії, що може свідчити про напрям течій протягом максимального аварійного витоку радіоактивності. Камерна модель розглядає середньорічні течії і тому не може відтворити такий короткостроковий напрям розповсюдження забруднення. Максимальні концентрації ^{137}Cs в більш глибоководних камерах F, H і J приблизно на порядок менші по відношенню до відповідних сусідніх прибережних камер А, С і Е, що свідчить про інтенсивність розведення забруднення океанськими течіями як у горизонтальному, так і у вертикальному (по глибині) напрямках.

Концентрація ^{137}Cs у верхньому шарі донних відкладень зменшується значно повільніше, ніж у воді (рис. 6.11). Це означає, що концентрація активності у воді і дні в області навколо АЕС Фукусіма-1 перебували в нерівноважному стані протягом тривалого часу після аварії. Отже, починаючи з 2013 року, коли концентрація ^{137}Cs у воді стала порівняно невеликою за рахунок інтенсивного розведення океанськими течіями, забруднені донні відкладення почали грати роль додаткового джерела активності для морського середовища в прибережній області [38]. Як видно з рис. 6.11 результати моделювання дещо занижують концентрацію в прибережній області на південь від АЕС Фукусіма-1 (камера Е) і завищують у північній області (камера А), хоча в області витоку радіоактивності (камера С) результати моделювання узгоджуються з вимірами. Це також пояснюється тим, що в момент аварії течії в прибережній області біля АЕС Фукусіма-1 скоріше за все були направлені на південь і перенесли туди воду з надзвичайно високою концентрацією

^{137}Cs , що призвело до суттєвого забруднення донних відкладень. Даний короткотривалий процес не може описати камерна модель, яка використовує середньорічні течії для розрахунку потоків забруднення між камерами.

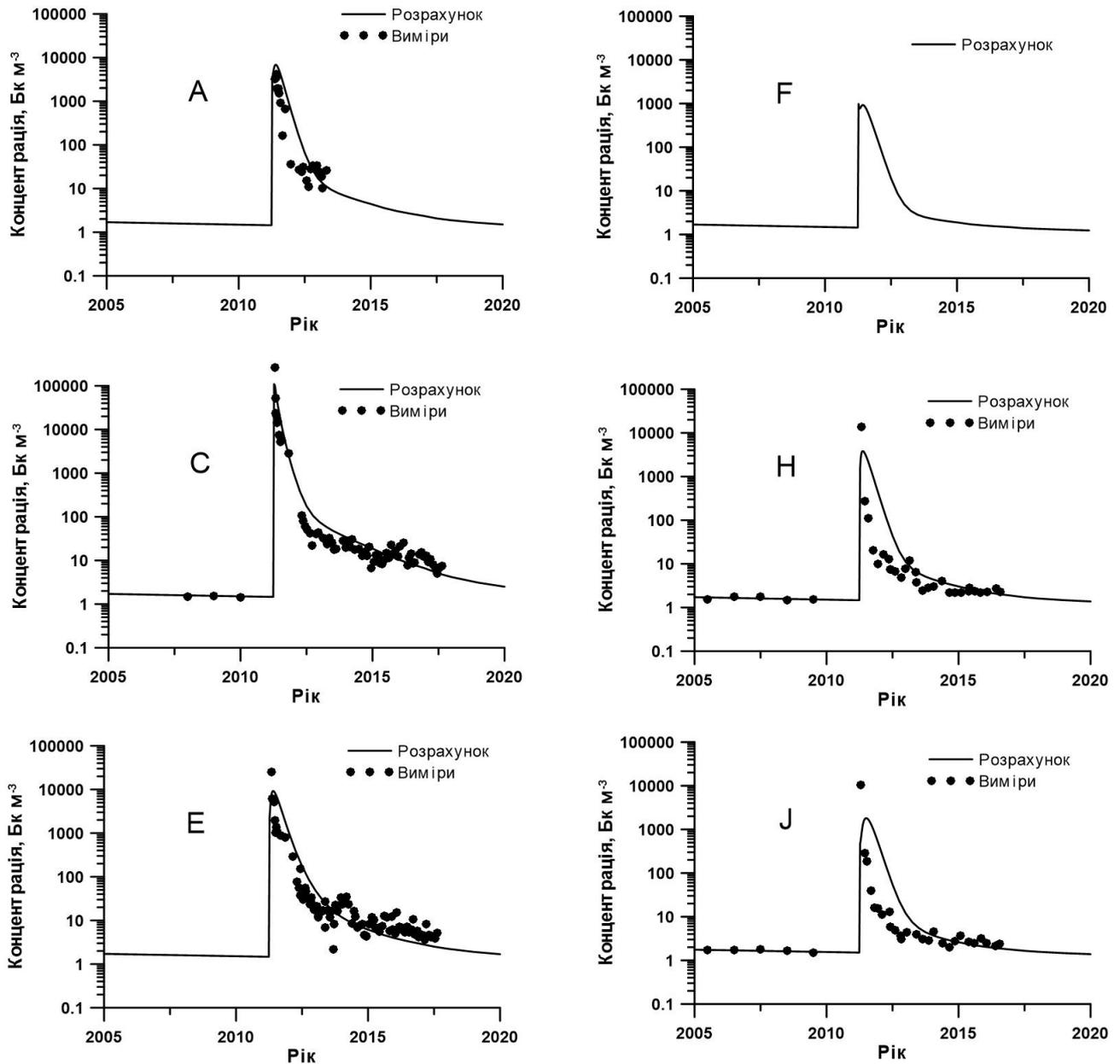


Рисунок 6.10 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs з вимірами [147, 260, 261] для води вздовж узбережжя Японії навколо АЕС Фукусіма-1

Варто відмітити, що виміри концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях показують суттєву неоднорідність забруднення, пов'язану з мікомасштабними відмінностями у складі і структурі донного рельєфу [57]. Тому для зменшення впливу

таких неоднорідностей, для порівняння з результатами моделювання використовувалися усереднені по кожній камері виміри.

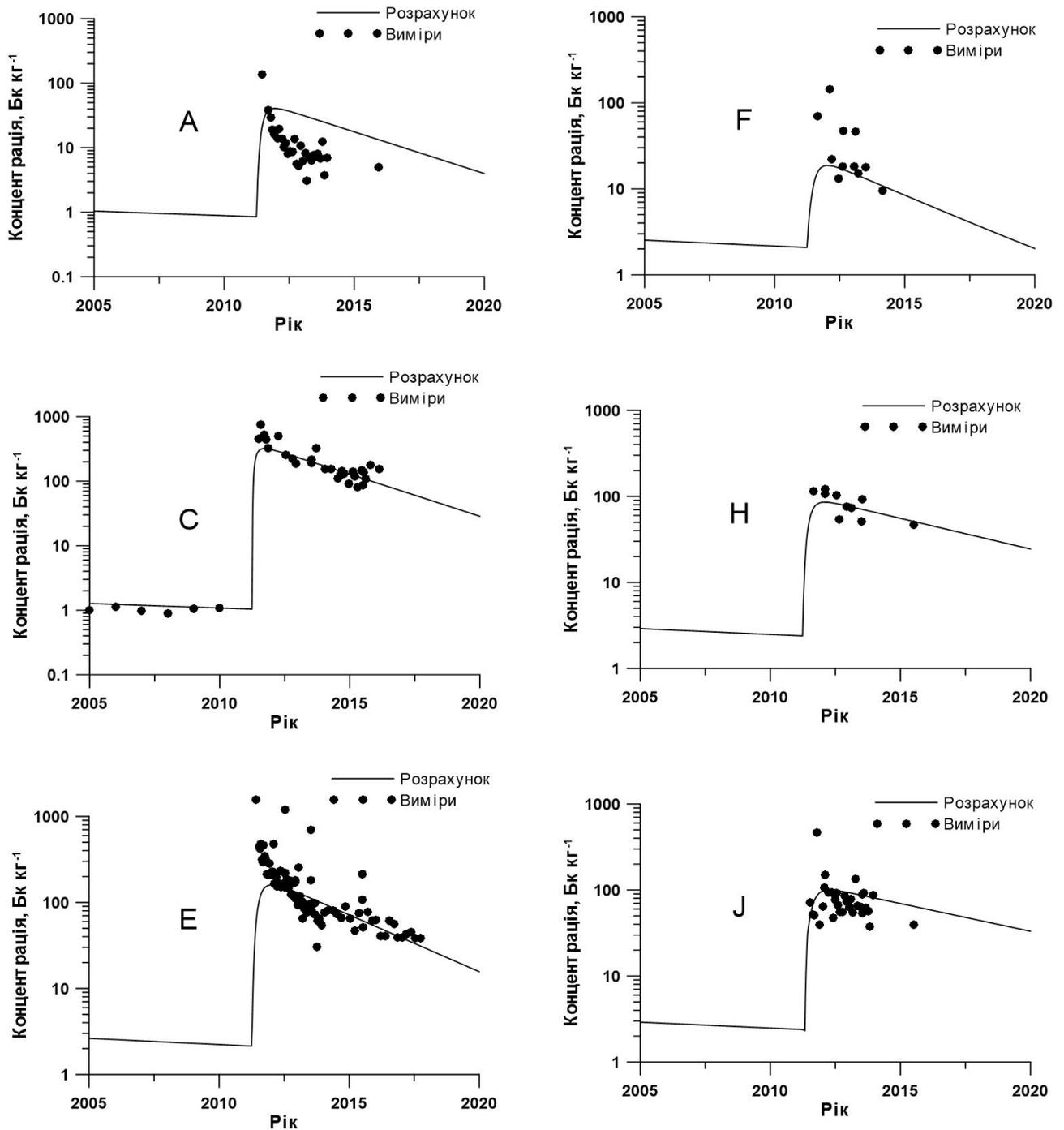


Рисунок 6.11 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs з вимірами [142, 147, 260, 261] для верхнього шару донних відкладень вздовж узбережжя Японії навколо АЕС Фукусіма-1

Порівнюючи результати розрахунків концентрації ^{137}Cs у нехижій пелагічній риби з вимірами (рис. 6.12), видно, що модель якісно відтворює зміни з часом забруднення для японської ставриди (*Trachurus japonicus*). Загалом зміна забруднення в даному типі риби слідує зміні концентрації радіонукліда у воді з певною затримкою в часі, що узгоджується з вимірами і висновками в роботі [85]. Відмінності в максимумах між розрахованою і виміряною концентраціями можна пояснити сезонною міграцією японської ставриди між Тайванем і східним узбережжям Японії [262], яка не врахована в моделі.

У свою чергу, зміни з часом забруднення придонної риби дуже схожі з відповідними змінами в донних відкладеннях, оскільки значну частину раціону придонної риби складає органічна фракція донних відкладень (бактерії та мікроорганізми, які знаходяться у донних відкладеннях, а також рештки відмерлих організмів) відповідно до [139]. Отримана в результаті моделювання швидкість природного очищення придонної риби (рис. 6.13) дорівнює швидкості затухання концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях (рис. 6.11). Даний результат відповідає вимірній концентрації ^{137}Cs у камбалі (*Microstomus achne*), яка також знижується слідом за концентрацією в донних відкладеннях. Повільне зниження концентрації ^{137}Cs у придонній риби може бути пов'язане з постійним потоком активності з донних безхребетних організмів до риби по ланцюжку живлення [263]. У моделі POSEIDON-R даний потік враховується, оскільки донні безхребетні організми включені в раціон придонної риби (рис. 3.2).

Донний ланцюжок живлення є важливим і для опису засвоєння радіоактивності донними окунями (*Sebastes Cheni*), які відносяться до донних хижаків у моделі POSEIDON-R. Оскільки до їхнього раціону входять в основному донні організми, перенос ^{137}Cs з донних відкладень до даного типу риби визначає зміну забруднення в ній (рис. 6.14). Таким чином, очищення донних хижаків від радіонуклідів відбувається одночасно із затуханням концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях. Це відбувається також і через те, що з часом концентрація радіоактивності у воді значно зменшується за рахунок розведення океанськими течіями, а основним джерелом радіоактивного забруднення морського середовища стають саме донні

відкладення. Тобто найдовше залишаються забрудненими придонні організми, які отримують постійний притік радіонуклідів з донних відкладень через ланцюжок живлення.

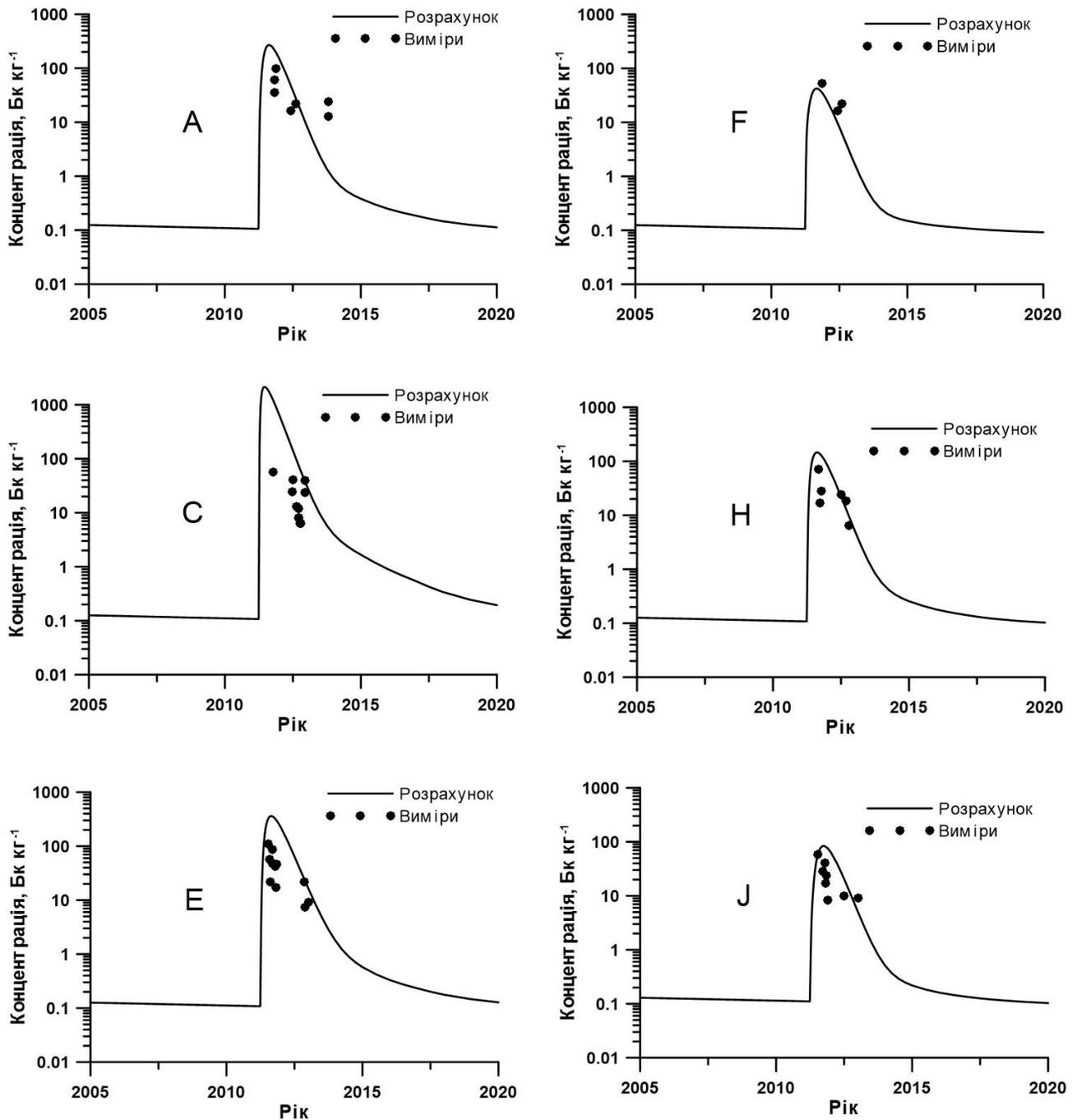


Рисунок 6.12 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у нехижій пелагічній рибі з вимірами [148, 259, 260] для японської ставриди (*Trachurus japonicas*) вздовж узбережжя Японії навколо АЕС Фукусіма-1

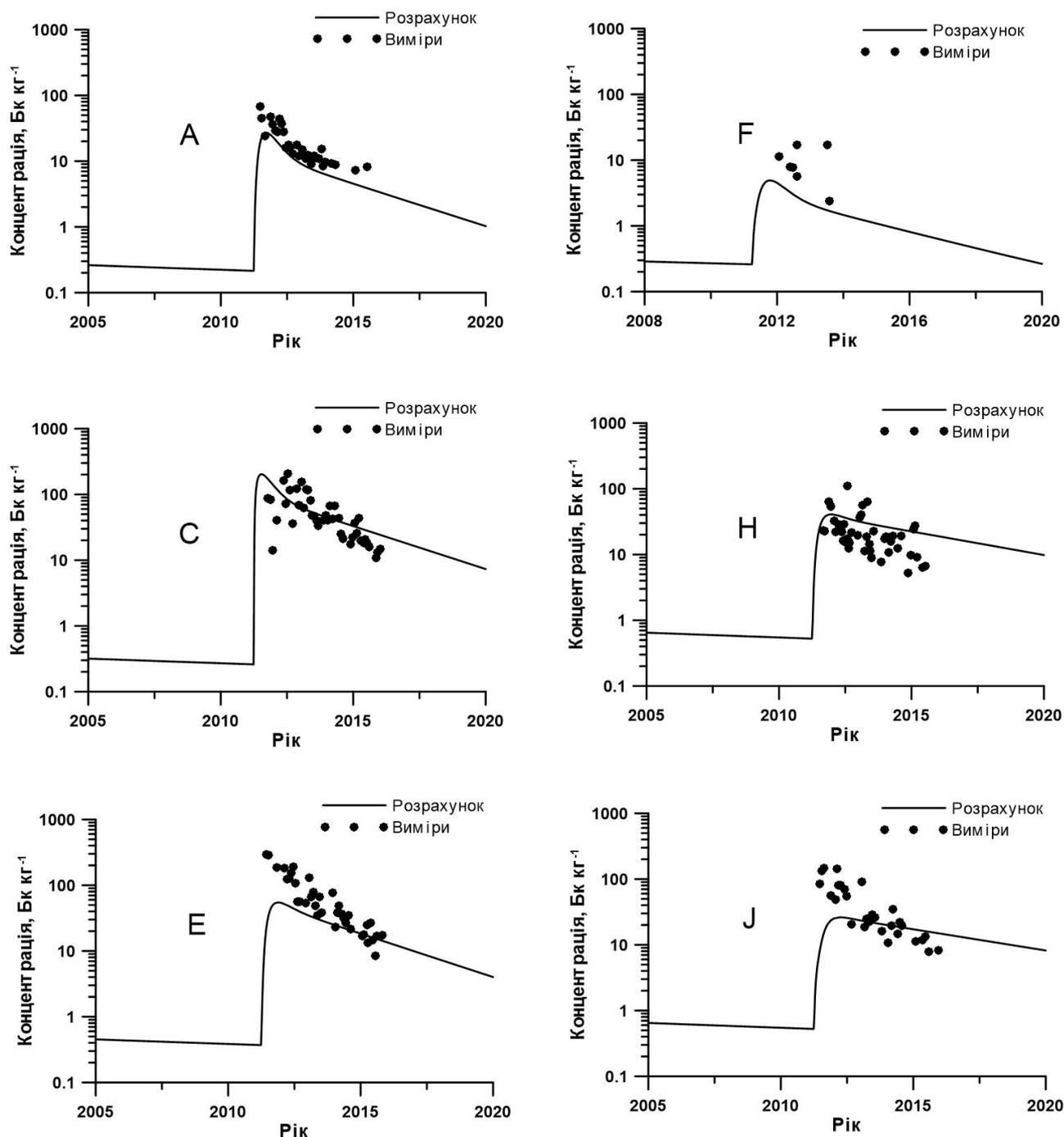


Рисунок 6.13 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs у придонній рибі з вимірами [148, 259, 260] для камбали (*Microstomus achne*) вздовж узбережжя Японії в області навколо АЕС Фукусіма-1

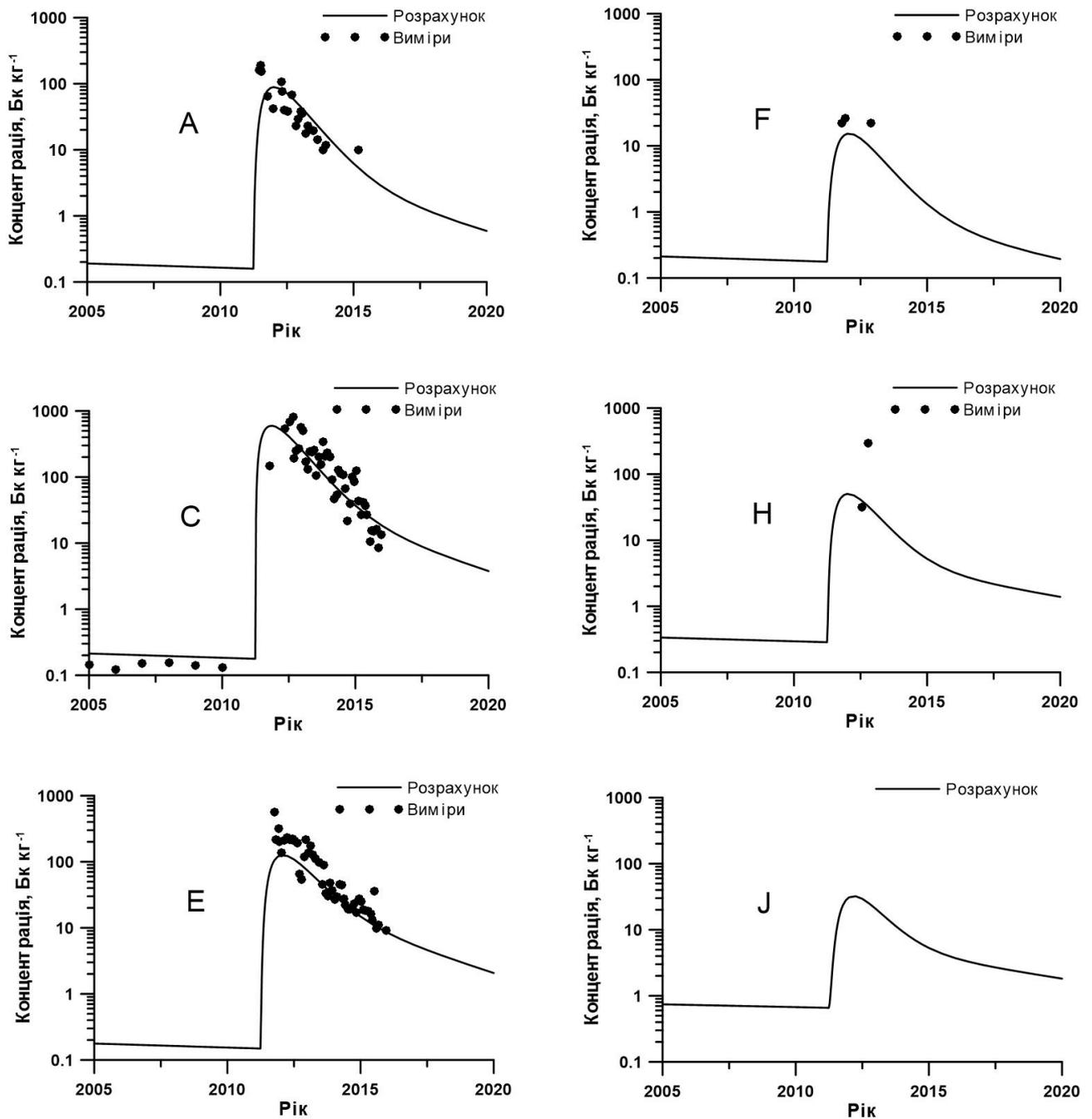


Рисунок 6.14 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs в донних хижаках з вимірами в доаварійний [261] та післяаварійний [148, 259, 260] періоди для донного окуня (*Sebastes Cheni*) вздовж узбережжя Японії навколо АЕС Фукусіма-1

Раціон прибережних хижаків у рівній мірі включає як пелагічні, так і донні організми (рис. 3.2). Тому динаміка радіоактивного забруднення в цьому типі риби, представником якого є японський терпуг (*Hexagrammos otakii*), є досить складною (рис. 6.15). Спочатку основне джерело ^{137}Cs у прибережних хижках було пов'язане

з пелагічною складовою їхнього раціону, а коли концентрація активності в пелагічних організмах знизилася з часом, зміну забруднення стали визначати донні організми, в яких порівняно висока концентрація ^{137}Cs залишається набагато довше.

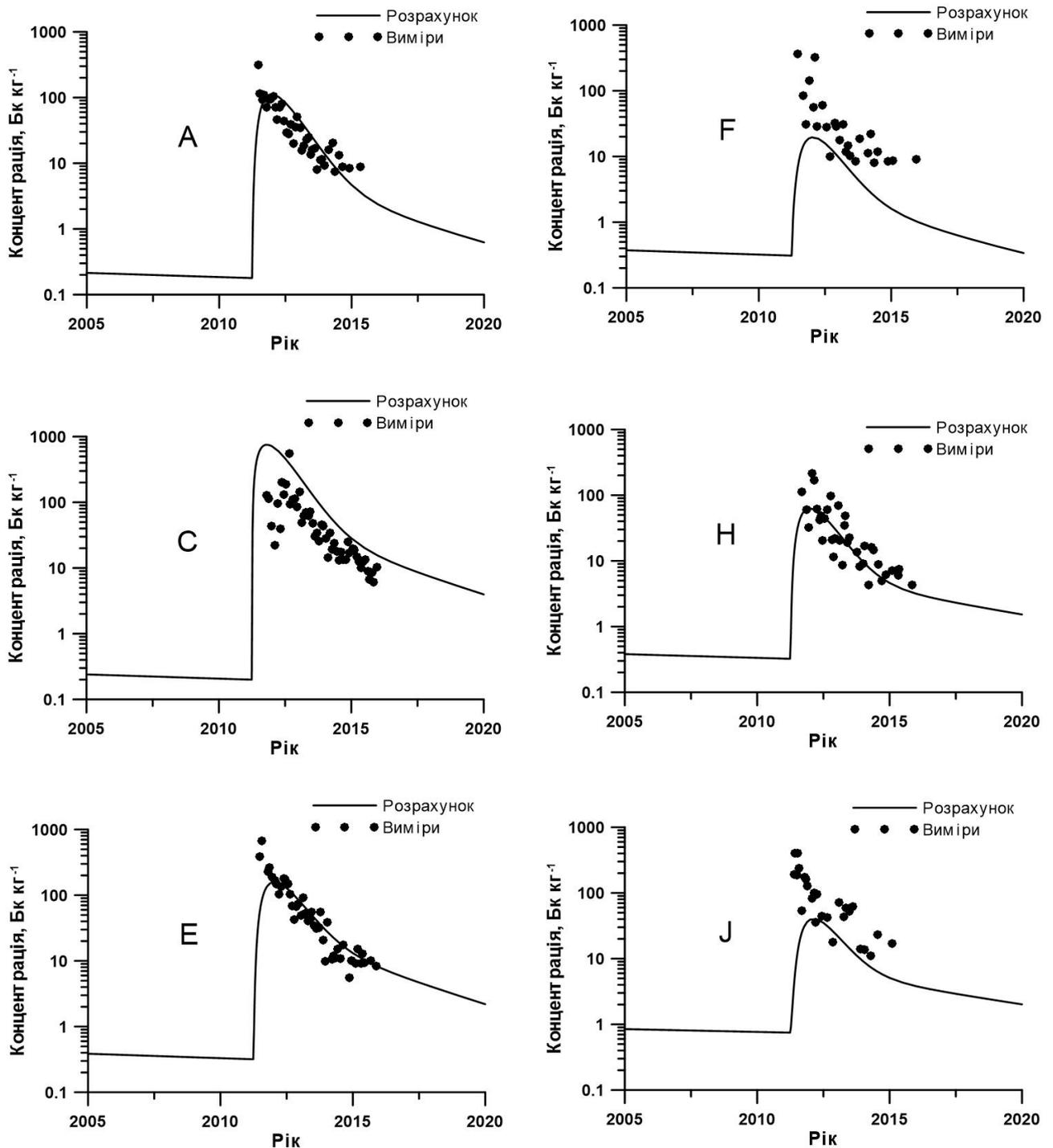


Рисунок 6.15 – Порівняння розрахованої концентрації ^{137}Cs в прибережних хижаках з вимірами [148, 259, 260] для японського терпуга (*Hexagrammos otakii*) вздовж узбережжя Японії навколо АЕС Фукусіма-1

Таким чином, модель POSEIDON-R відтворює міграцію ^{137}Cs по ланцюжках живлення різних морських організмів у прибережній області навколо АЕС Фукусіма-1, де спостерігався високий градієнт забруднення після аварії. Загалом отримане прийнятне узгодження розрахованих концентрацій радіонукліда в різних видах морських організмів з вимірами. Відношення середньо-геометричних значень розрахованої концентрації ^{137}Cs до відповідних вимірів становить 2,6 для пелагічної риби та знаходиться в проміжку 0,68-0,85 для інших видів риби. Це свідчить, що модель дещо завищує оцінки радіоактивного забруднення для пелагічних типів риби, яким характерні активне переміщення океаном на великі відстані під час сезонних міграцій, та одночасно трохи занижує відповідні оцінки для решти морських організмів. У всіх випадках причинами є складні фізичні (короткострокові зміни в течіях) і біологічні (міграція риби) процеси, які не описуються в моделі, про що було детально описано вище.

Результати даного дослідження показують, що швидкість затухання радіоактивного забруднення в пелагічній рибі (рис. 6.12) біля узбережжя Японії значно вища, ніж у придонній (рис. 6.13, 6.14) та у всеїдній (рис. 6.15) рибі, в раціоні яких наявні більш забруднені донні організми. Це пов'язано з тим, що після 2013 року, коли вода навколо АЕС Фукусіма-1 стала порівняно чистою, донні відкладення почали відігравати роль основного джерела активності для донних організмів. Варто відмітити, що врахування донного ланцюжка живлення значно розширило кількість типів морських організмів, які описуються в моделі POSEIDON-R.

6.3 Розповсюдження ^{90}Sr у морському середовищі в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 на фоні історичного забруднення

Через те, що ^{90}Sr , як і ^{137}Cs , є одним з основних продуктів розщеплення в ядерних реакціях, а період його напіврозпаду досить великий, у світовому океані існує фонові концентрація ^{90}Sr , яка сформувалася переважно за рахунок випробувань

атомної зброї всередині ХХ століття. Стронцій є досить мобільним елементом, який легко стікає з поверхні землі в річки, слабо взаємодіючи з частинками ґрунту, а потім потрапляє і в морське середовище. Для загального балансу ^{90}Sr у Тихому океані необхідно враховувати його стік з поверхні основними річками регіону. Таким чином, основними джерелами ^{90}Sr в північно-західній частині Тихого океану були глобальне атмосферне випадіння на поверхню океану в результаті випробувань атомної зброї та його стік з землі через річкову систему до аварії на АЕС Фукусіма-1, а також аварійний і післяаварійний витоки забрудненої води безпосередньо з будівлі АЕС. Згідно з роботами [264, 265], атмосферне випадіння ^{90}Sr у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 було незначним через малу здатність стронцію до випаровування у порівнянні з ^{137}Cs . Тому в даній роботі воно не враховувалося як джерело радіоактивного забруднення.

6.3.1 Відтворення забруднення Жовтого, Східно-Китайського і Японського морів протягом 1945-2010 років за допомогою математичного моделювання

Як і для ^{137}Cs , моделювання розповсюдження ^{90}Sr у морському середовищі північно-західної частини Тихого океану проводилося для періоду з 1945 по 2010 роки, щоб забезпечити фонову концентрацію радіонукліда на момент аварії на АЕС Фукусіма-1. В моделі задавалося щорічне атмосферне випадіння ^{90}Sr за даний період (рис. 6.16 а) на поверхню кожної камери (див. рис. 6.1), яке включало в себе дані усередненого глобального випадіння між 30 і 40 градусами північної широти [11] та значення вимірювань, що проводилися Метеорологічним дослідницьким інститутом (MRI) в районі міст Токіо і Цукуба (Японія), згідно з [266, 267]. Потік ^{90}Sr у розрахункову область океанськими течіями через її границі був оцінений на основі вимірювань концентрації ^{90}Sr в океані [183, 268]. В моделі даний потік використовувався в якості граничних умов для камер на південній і східній

границях області (див. рис. 6.1). Значення концентрації ^{90}Sr у цих камерах (рис. 6.16 б) включає вплив як глобального випадіння за межами розрахункової області, так і потік радіоактивності з океанськими течіями внаслідок випробувань атомної зброї в районі Маршалових островів у центральній частині Тихого океану. Для проведення розрахунків до 2020 року значення густини атмосферного випадіння та концентрації ^{90}Sr у граничних камерах були екстрапольовані з врахуванням радіоактивного розпаду.

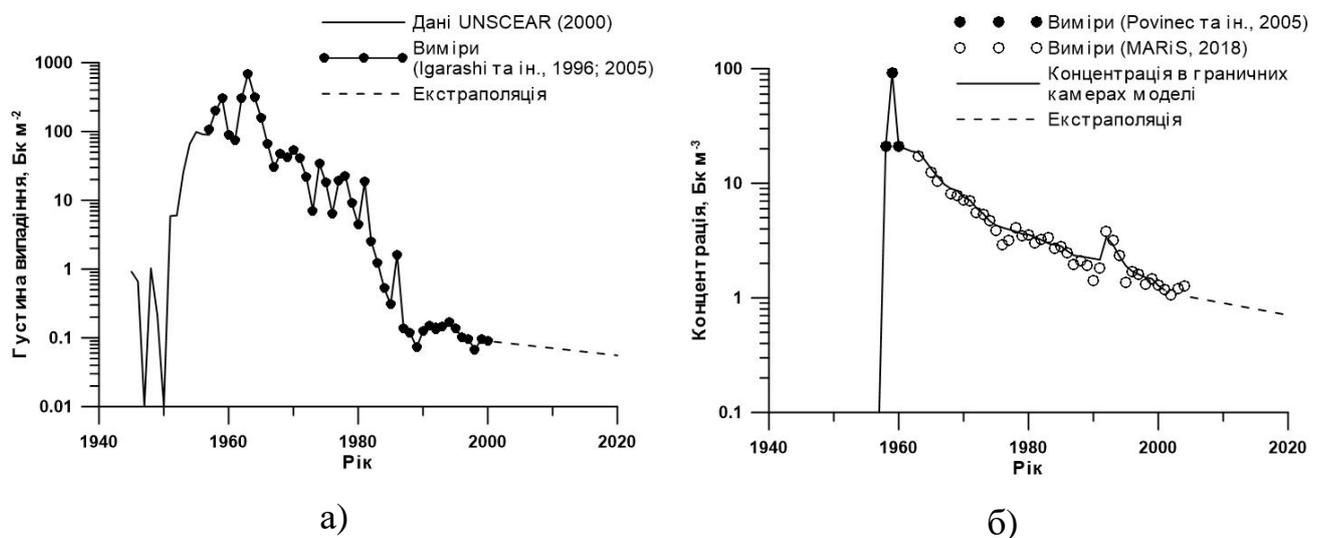


Рисунок 6.16 – Густина атмосферного випадіння ^{90}Sr на камери моделі (а) і його концентрація на границях розрахункової області (б).

Оскільки немає довготривалих вимірів концентрації ^{90}Sr в основних річках північно-західної частини Тихого океану для оцінки величини річкового стоку даного радіонукліда, в роботі використовувалась узагальнена прогнозна модель [181]. У цій моделі концентрація ^{90}Sr у річковій воді розраховується з використанням наступної «функції переносу»

$$C_R(t) = \theta \int_{-\infty}^t D(\tau) \left(0.984e^{-(\lambda+16)(t-\tau)} + 0.0123e^{-(\lambda+0.09)(t-\tau)} + 0.0037e^{-\lambda(t-\tau)} \right) d\tau, \quad (6.1)$$

де $C_R(t)$ – концентрація радіонукліда в річці в момент часу t , $D(t)$ – густина глобального атмосферного випадіння радіонукліда на водозбір даної річки, λ – період напіврозпаду радіонукліда, τ – змінна інтегрування, θ – масштабний коефіцієнт, що використовується для узгодження величини стоку з характеристиками водозбору. Значення цього коефіцієнта було отримане в результаті калібрування моделі на даних вимірювань концентрації ^{90}Sr у воді річок Йодо (м. Осака, Японія) та Хан (м. Сеул, Республіка Корея). Добре узгодження розрахованої концентрації радіонукліда з виміряною було досягнуто при $\theta = 0,75$ (рис. 6.17). Дане значення масштабного коефіцієнта було використане для оцінки величини річкового стоку ^{90}Sr в моделі POSEIDON-R, а саме стоку річки Янцзи, що впадає в камеру 30 системи камер північно-західної частини Тихого океану (див. рис. 6.1), річки Хуанхе, що впадає в камеру 73, і річки Хан, що впадає в камеру 72.

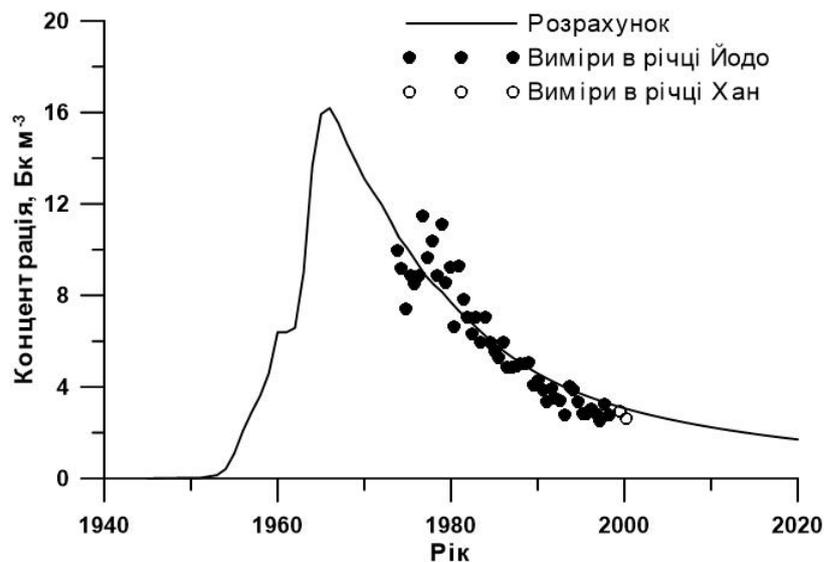


Рисунок 6.17 – Порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr у річковій воді за рахунок його стоку з водозбору при використанні узагальненої прогнозної моделі [181] з вимірами, проведеними в річках Йодо [269] і Хан [251]

Отримані в результаті розрахунків камерною моделлю POSEIDON-R концентрації ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і пелагічній хижій рибі порівнювалися з відповідними вимірами в різних камерах розрахункової області в період з 1960 по

2010 роки. При цьому варто відмітити, що кількість вимірювань ^{90}Sr була значно меншою, ніж ^{137}Cs . Наприклад, рис. 6.18 а показує добре узгодження розрахованих і вимірних значень концентрації ^{90}Sr у Східно-Китайському морі (камера 37). Також було отримано, що річковий стік ^{90}Sr дає незначний внесок у загальний вміст радіонукліда в Жовтому і Східно-Китайському морях. Його врахування приводить до підвищення концентрації ^{90}Sr в камерах, куди впадають річки Хуанхе (камера 73) і Хан (камера 72) не більше, ніж на 17%. Лише в камері 30, куди впадає річка Янцзи, спостерігається подвоєння концентрації радіонукліда (рис. 6.18 б). Але вже в центральній та східній частинах Східно-Китайського моря жодного впливу не спостерігається (рис. 6.18 а). Дані оцінки здійснені на основі моделювання і для їхнього підтвердження необхідно провести порівняння з вимірами, яких на час виконання даної роботи не було знайдено. Розрахована концентрація ^{90}Sr у донних відкладеннях Жовтого моря станом на 2000 рік знаходилася в межах 0,08-0,95 Бк/кг, що частково узгоджується з вимірами [251], де відповідний проміжок значень концентрації становить 0,5-3,7 Бк/кг.



Рисунок 6.18 – Порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr у воді Східно-Китайського моря з вимірами [183] в камерах 37 (а) і 30 (б) для варіантів із врахуванням річкового стоку і без нього

Порівняння розрахованих концентрацій ^{90}Sr з вимірами для Японського моря зображене на рис. 6.19. Видно, що модель відтворює зміну в часі концентрації радіонукліда в південній (камера 96) і в північній (камера 149) частинах моря. При цьому результати моделювання узгоджуються з відповідними вимірами як у поверхневому, так і в придонному (глибоководному) шарах води. Розрахована концентрація ^{90}Sr у донних відкладеннях Японського моря станом на 2001 рік знаходилася в межах 0,01-4,6 Бк/кг, тоді як виміри [258] дають дещо вужчий інтервал значень (0,07-1,6 Бк/кг), хоча загалом дані два інтервали узгоджуються.

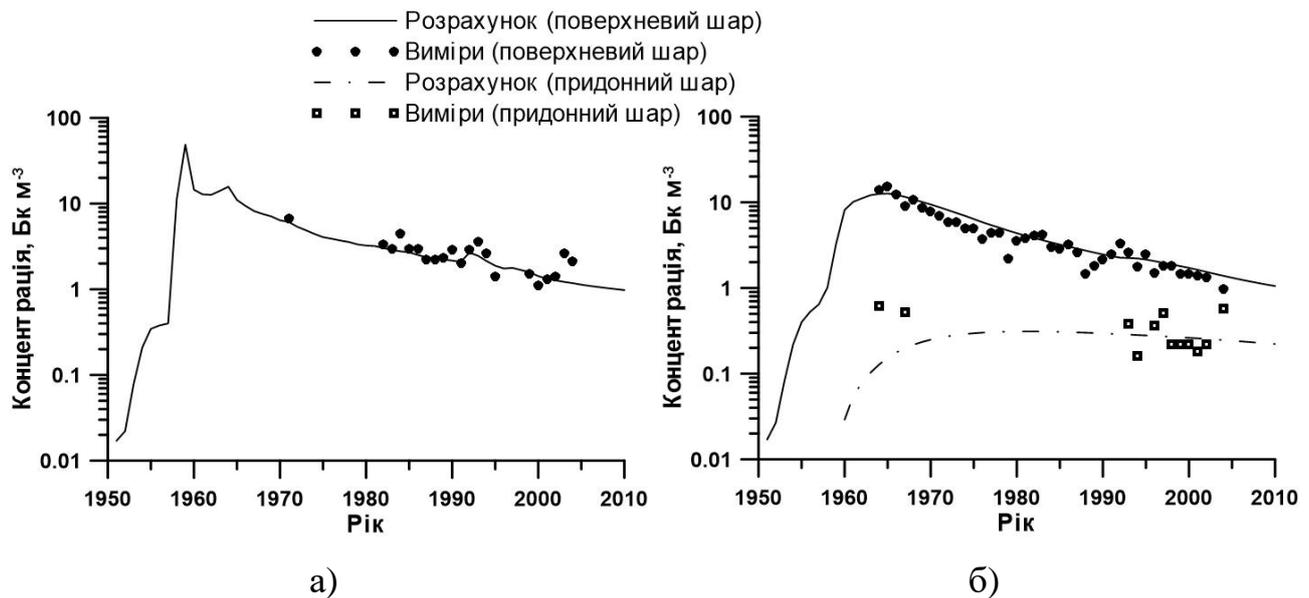


Рисунок 6.19 – Порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr у воді Японського моря з вимірами [183] в камерах 96 (а) і 149 (б)

Як і для випадку з ^{137}Cs , були здійснені оцінки внесків кожного з джерел ^{90}Sr у забруднення Східно-Китайського, Жовтого і Японського морів (табл. 6.4). Загалом можна сказати, що розподіл внесків між джерелами дуже схожий для цих двох радіонуклідів з приблизним співвідношенням $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 1,35$. Зокрема, перенос радіоактивності з океанськими течіями (30,6 ПБк), який складає близько 90% всього притоку ^{90}Sr у Східно-Китайське і Жовте моря, компенсується його витоком (30,7 ПБк). Глобальне атмосферне випадіння (2,67 ПБк) складає 8% від загальної кількості ^{90}Sr , що потрапила в ці моря за період з 1945 по 2005 роки. При цьому в

північній частині Жовтого моря внески атмосферного випадіння і притоку радіоактивності з течіями приблизно однакові за рахунок незначних течій у цій мілководній області. Витік ^{90}Sr відбувається в основному через Цусімську протоку (93%), і лише незначна частина активності (7%) повертається в Тихий океан через протоки між островами Рюкю. Притік ^{90}Sr з річковими водами (0,52 ПБк) склав 1,5% і мав вплив на концентрацію радіонукліда лише поблизу гирла кожної річки. Дуже незначна частина ^{90}Sr відклалася на дні (0,4%), а втрата за рахунок радіоактивного розпаду склала 8,5%. Згідно з результатами моделювання станом на 2001 рік, загальна кількість ^{90}Sr у воді Східно-Китайського і Жовтого морів була 0,085 ПБк (0,25% від загального притоку), що еквівалентно кількості ^{137}Cs у цих морях (табл. 6.3). Разом з тим у донних відкладеннях було всього 0,026 ПБк ^{90}Sr (0,08% від загального притоку), тобто на порядок менше від вмісту ^{137}Cs , що пояснюється відмінністю коефіцієнта розподілу K_d цих радіонуклідів (^{137}Cs приблизно в 10 разів краще адсорбується твердими частинками, що знаходяться у воді, ніж ^{90}Sr).

Основним джерелом ^{90}Sr у бюджеті Японського моря є його потік через Цусімську протоку (28,5 ПБк), що складає 91% від загального притоку радіонукліда в море протягом 1945-2005 років. Решта 9% припадає на глобальне атмосферне випадіння (2,78 ПБк). Витік ^{90}Sr з Японського моря (26,7 ПБк) розподіляється між протоками Цугару (69%) і Лаперуза (31%), що аналогічно з розподілом витоку ^{137}Cs . Лише 0,4% ^{90}Sr відклалося на дні Японського моря, а втрата за рахунок радіоактивного розпаду склала 11%. Розрахований вміст ^{90}Sr у воді Японського моря станом на 2001 рік (1,32 ПБк) узгоджується з оцінками, здійсненими в роботі [270] на основі вимірювань ($1,16 \pm 0,36$ ПБк), та з результатами моделювання (1,34 ПБк), проведеними в [271]. Розрахований вміст ^{90}Sr на одиницю площі донних відкладень (64 Бк/м^2) лежить у проміжку вимірів ($40\text{-}70 \text{ Бк/м}^2$), представлених у роботі [257]. З іншого боку, загальний вміст ^{90}Sr у донних відкладеннях Японського моря станом на 2001 рік (0,062 ПБк), розрахований моделлю POSEIDON-R, дещо вищий оцінок, отриманих у [270] для всього моря ($0,016 \pm 0,007$ ПБк).

Таблиця 6.4 – Розраховані бюджети ^{90}Sr (ПБк) для Східно-Китайського і Жовтого морів та для Японського моря за період часу з 1945 по 2005 роки

Море	Східно-Китайське + Жовте	Японське
Притік з океанськими течіями	30.6	28.5
Глобальне атмосферне випадіння	2.67	2.78
Річковий стік	0.52	-
Загальний витік	30.7	26.7
Осідання на дно	0.14	0.12
Радіоактивний розпад	2.88	3.34
Загальна кількість у воді в 2001 р.	0.085	1.32
Загальна кількість у дні в 2001 р.	0.026	0.062

Виміри концентрації ^{90}Sr у морських організмах є в наявності лише для пелагічної хижої риби в прибережних областях Японії. На рис. 6.20 зображене порівняння розрахованих концентрацій ^{90}Sr у рибі з вимірами для східного (камера 90) і західного (камера 110) узбережжя Японії. В обох випадках результати моделювання узгоджуються з вимірами, хоча варто відмітити широкий діапазон, в якому знаходяться вимірні концентрації, що пов'язано з особливістю вимірювання ^{90}Sr та низькими значеннями концентрацій. Моделювання засвоєння ^{90}Sr рибою також має свої особливості [272], пов'язані зі здатністю даного радіонукліда накопичуватися в кістковій тканині, яка займає незначну масову частку організму. В цьому випадку важливим є застосування нової кінетично-алометричної моделі неоднорідного накопичення забруднення в рибі (див. розділ 2).

Загалом отримані в результаті моделювання концентрації ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і морських організмах корелюють з відповідними вимірами. Відношення середньо-геометричних значень розрахованої концентрації ^{90}Sr у воді до відповідних вимірів $GM = 1,08$ при стандартному геометричному відхиленні $GSD = 1,42$ (для $n = 490$ вимірних значень). Відповідні кореляційні параметри для донних відкладень мають наступні значення: $GM = 1,24$; $GSD = 1,99$ при $n = 62$. Для хижої

пелагічної риби $GM = 1,2$; $GSD = 2,69$ при $n = 285$. Отримані статистичні співвідношення між розрахунками і вимірами підтверджують, що модель правильно відтворює фонові концентрації ^{90}Sr в розрахунковій області.

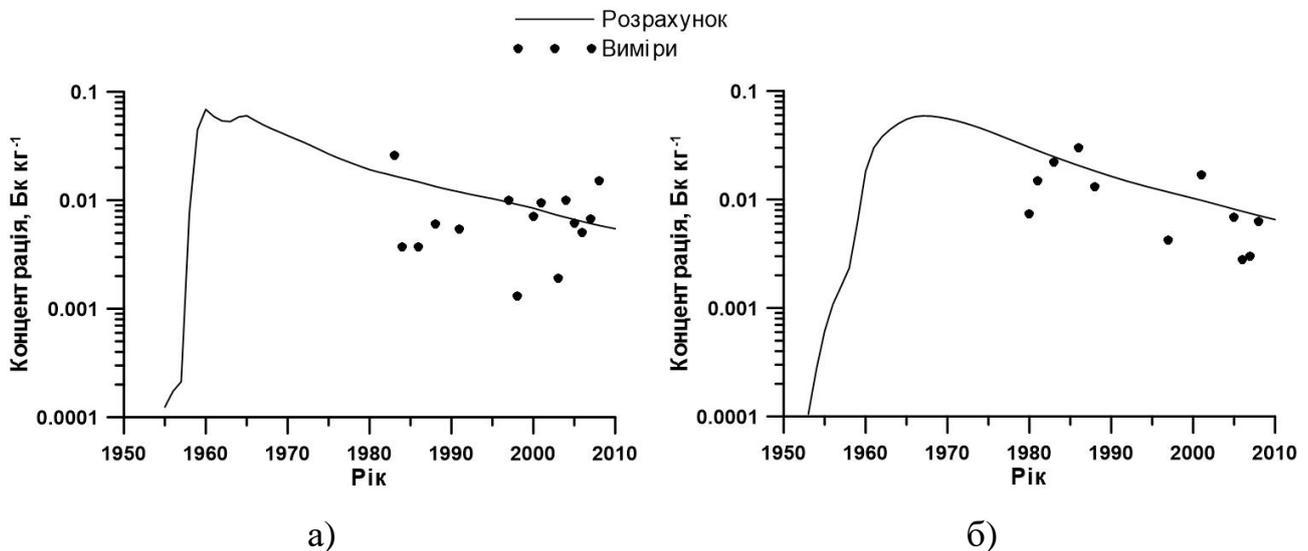


Рисунок 6.20 – Порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr в хижій пелагічній рибі в прибережних областях Японії з вимірами [256] в камерах 90 (а) і 110 (б)

6.3.2 Оцінка джерела ^{90}Sr внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1

У результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 в 2011 році, крім ^{137}Cs , також і велика кількість ^{90}Sr витекла безпосередньо в океан. Оцінки кількості ^{137}Cs , що потрапила в морське середовище приведені в розділі 6.2.2. Що стосується ^{90}Sr , існує набагато менше даних по його аварійному витіку. У роботах [264, 273, 274] прямий витік ^{90}Sr в океан оцінюється у проміжку 2-10% від витіку ^{137}Cs . Оскільки здатність ^{90}Sr до випаровування значно менша, ніж ^{137}Cs , то атмосферним випадінням ^{90}Sr на поверхню океану, а відповідно і його стоком з водою річок, можна знехтувати [264].

Таким чином, джерело ^{90}Sr у результаті аварії складається з двох частин (рис. 6.21): витік води з високою концентрацією під час аварії (прямий витік) та довгостроковий післяаварійний витік безпосередньо з пошкоджених енергоблоків та

за рахунок просочування ^{90}Sr з ємностей, розміщених на території АЕС, де зберігалася відкачана з реактора високо радіоактивна вода (див. рис. 1.2 б), в ґрунтові води з наступним стоком в океан (постійний витік). Визначення величини прямого витіку є непростим завданням, оскільки в перші дні після аварії прямі виміри концентрації ^{90}Sr у забрудненій морській воді навколо АЕС Фукусіма-1 не проводилися. Оцінки прямого витіку здійснювалися на основі припущення, що витік ^{90}Sr був пропорційний до витіку ^{137}Cs . У роботі [34] проводилися розрахунки для трьох різних значень величини прямого витіку (80, 320 і 640 ТБк). При цьому жоден з них не дозволив отримати добре узгодження результатів моделювання з вимірами одночасно для води, донних відкладень і хижої пелагічної риби. Після удосконалення моделі POSEIDON-R за рахунок параметризації процесів реуспензії донних відкладень та розробки кінетично-алометричної моделі засвоєння забруднення рибою, було здійснено уточнення величини прямого витіку. В результаті прямий витік ^{90}Sr задається на рівні 160 ТБк (рівномірно протягом 10 днів), що становить близько 4% від витіку ^{137}Cs і лежить у проміжку 2-10%, згідно з роботами [264, 273, 274]. Також не існує даних про величину постійного післяаварійного витіку ^{90}Sr . Спираючись на виміри концентрацій ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді поблизу АЕС Фукусіма-1 протягом трьох років після аварії, можна підсумувати, що в середньому ці концентрації рівні. Зокрема, співвідношення концентрацій $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ у роботі [275] було в межах 0,02-0,4 за період часу з червня по грудень 2011 року. В роботі [273] це співвідношення змінювалося від 0,1 до 2,0 з серпня по грудень 2011 року. А виміри [147], що проводилися вздовж узбережжя навколо АЕС у січні-квітні 2013 року, дають величину даного співвідношення концентрацій між 0,4 і 2,3. Тому для моделювання розповсюдження ^{90}Sr у морському середовищі величина післяаварійного постійного витіку задавалася рівною відповідному значенню витіку ^{137}Cs (див. розділ 6.2.2).

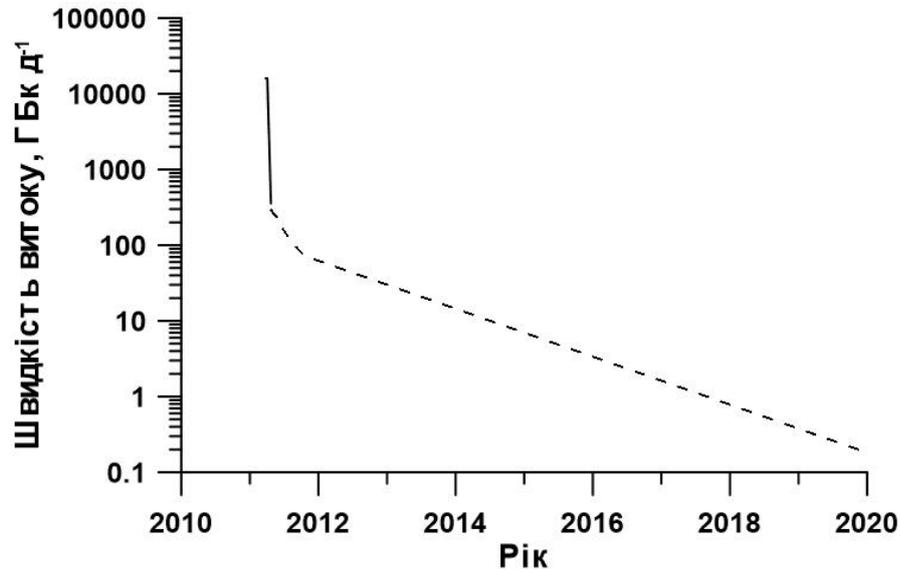


Рисунок 6.21 – Морський витік ^{90}Sr безпосередньо з АЕС Фукусіма-1 в аварійний (суцільна лінія) і післяаварійний (штрихова лінія) періоди

6.3.3 Порівняння розрахованих концентрацій ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях і морських організмах з вимірами навколо АЕС Фукусіма-1

Оскільки більша частина вимірювань ^{90}Sr проводилася в невеликій прибережній області навколо АЕС Фукусіма-1, була створена прибережна камера в середині камери С (див. рис. 6.9) розміром 4x4 км і глибиною 18 м для опису розповсюдження даного радіонукліда в ближній зоні станції. При цьому стає важливим процес випадкової міграції риби. Риба з областей з високою концентрацією радіонукліда може переміщуватися в пошуках їжі в області з низькою концентрацією і навпаки, суттєво змінюючи значення середньої концентрації забруднення. В моделі це враховується введенням додаткового дифузійного доданку в рівняннях (2.7), який діє лише в прибережній (внутрішній) камері і відповідній зовнішній камері С (див. розділ 3.4). При цьому характерний час випадкової міграції риби був заданий як 0.67 р^{-1} , згідно з [33, 34, 38].

Таким чином, розрахунок, описаний в розділі 6.3.1, продовжувався на період з 2011 по 2020 роки з врахуванням джерела ^{90}Sr (рис. 6.21) за рахунок аварії на АЕС Фукусіма-1, поміщеного в додаткову прибережну камеру, вкладену в камеру С. На рис. 6.22 показані результати моделювання концентрації ^{90}Sr у воді і донних відкладеннях у порівнянні з вимірами до [261] і після [147] аварії на АЕС Фукусіма-1 у прибережній камері розміром 4x4 км навколо станції. Виміри концентрації ^{90}Sr у воді після аварії на АЕС Фукусіма-1 здійснювалися керуючою компанією ТЕРСО (Tokyo Electric Power Company) в різних точках. Зокрема, точки Т-1 і Т-2 знаходяться біля зливних каналів, а точка Т-D5 – на відстані 3 км від берега. Значення вимірної концентрації (рис. 6.22 а) демонструють високу мінливість у часі і просторі, що свідчить про значну нерівномірність витоку забруднення. Також висока концентрація ^{90}Sr у воді протягом тривалого часу після аварії підтверджує наявність постійного витоку. Оскільки результати моделювання відображають середнє по камері значення концентрації, його можна порівняти з усередненими за відповідні періоди вимірами. Хоча при такій великій дисперсії вимірних концентрацій усереднення по трьох точках може не відображати реальну середню концентрацію радіонукліда. Отже, згідно з вимірюваннями, середнє значення концентрації ^{90}Sr у воді в 2012 році становило 1100 ± 490 Бк/м³, тоді як результати моделювання дають 770 Бк/м³. У 2013 році – 520 ± 190 Бк/м³ згідно з вимірюваннями і 230 Бк/м³ за результатами моделювання. В 2014-2015 роках – 139 ± 42 Бк/м³ згідно з вимірюваннями і 77 Бк/м³ за результатами моделювання. Це свідчить, що модель досить точно відтворює забруднення прибережних вод навколо АЕС Фукусіма-1 радіоактивним ^{90}Sr при заданих значеннях прямого і постійного витоків. Таким чином, моделювання може допомагати оцінювати величини витоків забрудненої води при їхній невизначеності.

Як і для води, концентрація ^{90}Sr у донних відкладеннях узгоджується з вимірами до аварії на АЕС Фукусіма-1 (рис. 6.22 б). Після аварії виміри показують, що забруднення лягло на дно дуже нерівномірно. Лише у 2012 році вимірні концентрації ^{90}Sr у донних відкладеннях змінюються у проміжку від 1,9 до 30 Бк/кг.

Згідно з розрахунком, протягом 3 місяців після аварії концентрація ^{90}Sr у донних відкладеннях зростає з фонового значення 0,1 Бк/кг до 20 Бк/кг, а потім спадає і практично повертається до фонових значень до 2020 року. На рис. 6.22b видно, що розрахована тенденція зміни забруднення донних відкладень загалом узгоджується з вимірами.

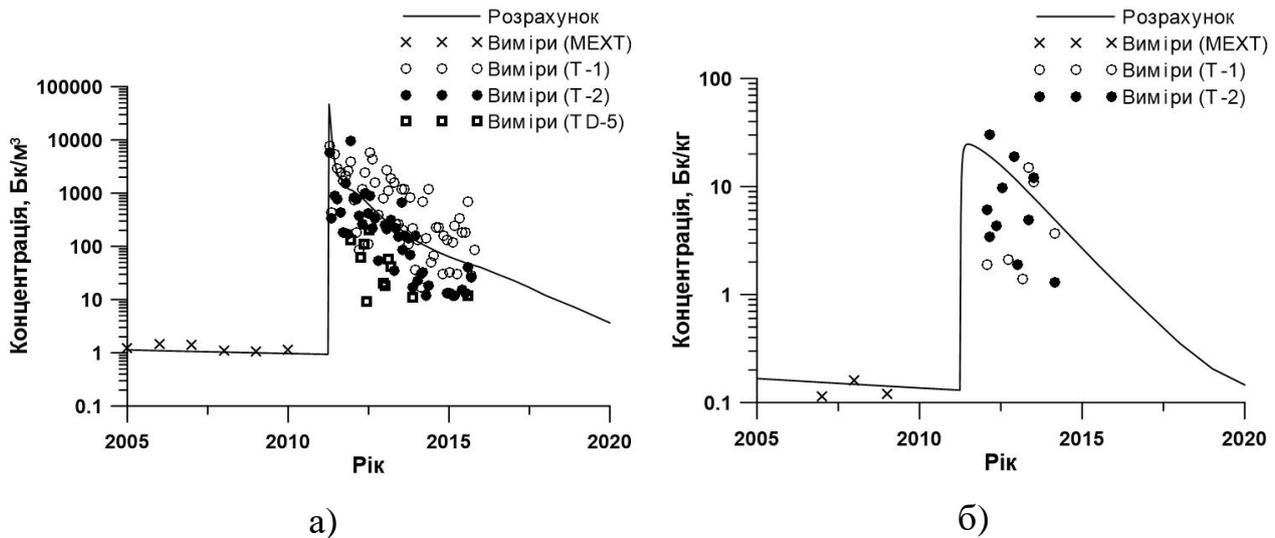


Рисунок 6.22 – Порівняння результатів моделювання концентрації ^{90}Sr у воді (а) і донних відкладеннях (б) з відповідними вимірами у прибережній камері розміром 4x4 км навколо АЕС Фукусіма-1

Порівняння розрахованих і вимірних значень концентрації ^{90}Sr у різних видах хижої риби у прибережній камері розміром 4x4 км навколо станції зображено на рис. 6.23. Перед аварією на АЕС Фукусіма-1 розрахунки порівнювалися з вимірами в терпузі (*Hexagrammos otakii*), що зображено на рис. 6.20а. Після аварії було всього кілька вимірювань ^{90}Sr [147] у різних видах риби, які можна віднести до хижої: морському окуні (*Lateolabrax japonicus*), йоржі (*Sebastes cheni*) і плоскотілій акулі (*Squalus squatina*). Розрахунки проводилися для двох варіантів моделі накопичення радіонукліда в рибі: 1) ^{90}Sr накопичується лише в кістках, де спостерігається максимальна концентрація нукліда, згідно з моделлю BURN [98]; 2) ^{90}Sr накопичується в усіх тканинах (нова кінетично-алометрична модель, розроблена в даній роботі). З рис. 6.23 видно, що у випадку ^{90}Sr важливим є врахування

накопичення радіонукліда в різних тканинах риби. Розрахунок, коли враховується лише накопичення в кістках, дає суттєво занижену концентрацію ^{90}Sr у рибі, як це і було в [34]. Тобто, ^{90}Sr можна включити в список радіонуклідів, для яких нова модель переносу забруднення по ланцюжках живлення морських організмів дає кращі результати у порівнянні з існуючими до цього моделями.

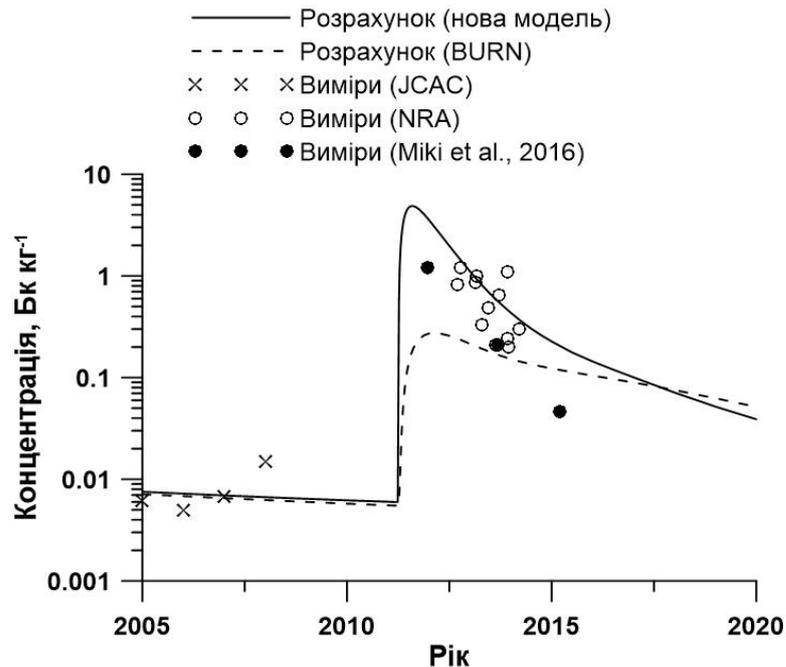


Рисунок 6.23 – Порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr у хижій рибі з вимірами у прибережній камері навколо АЕС Фукусіма-1

На рис. 6.24 а зображене порівняння розрахованої концентрації ^{90}Sr у воді з відповідними вимірами для дещо більшої області. Вимірювання в точках Т-7, Т-8 і ТD-9, які знаходяться в 15-км області навколо АЕС Фукусіма-1, проводилися компанією ТЕРСО [147]. Ці точки лежать в межах камери С (див. рис. 6.9), яка є зовнішньою по відношенню до прибережної камери. Видно, що загалом результати розрахунків узгоджуються з вимірами за винятком короткого періоду, що відповідає аварійному витoku ^{90}Sr у квітні 2011 року, коли практично все забруднення знаходилося на поверхні води. Оскільки модель дає усереднені по глибині концентрації в кожній камері, вона не може відтворити максимумів концентрації, які зосереджені в тонкому поверхневому шарі води. Результати моделювання

показують, що концентрація ^{90}Sr в донних відкладеннях у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 у камері С (рис. 6.24 б) збільшилася в 6 разів у порівнянні з фоновою концентрацією. Це дуже незначне підвищення, якщо порівнювати з ^{137}Cs , концентрація якого в цій камері зросла в 300 разів (рис. 6.11).

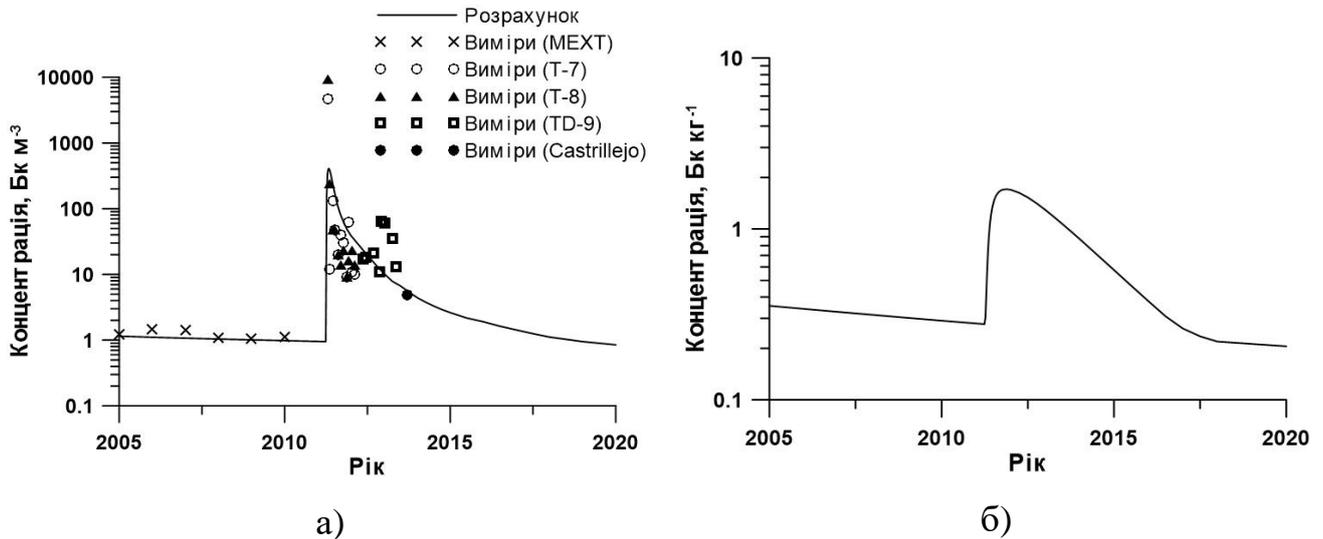


Рисунок 6.24 – Концентрації ^{90}Sr у воді (а) і донних відкладеннях (б) у камері С навколо АЕС Фукусіма-1

Таким чином, можна сказати, що протягом перших місяців після аварії на АЕС Фукусіма-1 концентрація ^{137}Cs у воді була значно вищою, ніж концентрація ^{90}Sr . Після цього, в результаті розчинення океанськими течіями і внаслідок наявності постійного джерела обох радіонуклідів, їхня концентрація практично вирівнялася і в подальшому знижувалася зі схожими швидкостями. Проте через різні властивості радіонуклідів вони по різному взаємодіяли з іншими компонентами морського середовища. Це привело до встановлення значно вищих концентрацій ^{137}Cs у донних відкладеннях і в морських організмах у порівнянні з ^{90}Sr .

6.4 Оцінки доз опромінення населення в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1

Потрібно відмітити, що в даній роботі розглядалися дози опромінення лише від водних шляхів. Дози від наземних чи повітряних джерел опромінення, які можуть бути як більшими, так і меншими від водних, не враховувалися. Для оцінки максимальних значень індивідуальних доз, отриманих населенням за рахунок усіх джерел опромінення, описаних у розділі 3.6 даної роботи, розглядалася гіпотетична цільова група. Вважалося, що люди з цієї групи проживають в 15-км області навколо АЕС Фукусіма-1, споживають морепродукти з камери С (див. рис. 6.9) і проводять певний час на узбережжі даної камери. Згідно з даними [276], кожен житель Японії за рік споживає в середньому 23,4 кг риби, 2 кг ракоподібних, 1,3 кг молюсків і 3,7 кг водоростей. Для розрахунку дози внутрішнього опромінення від споживання морепродуктів загальна кількість спожитої риби розподілялася між нехижими, хижими, придонними і прибережними видами риби, як 50%, 10%, 10% і 30%, відповідно. Кількість часу, що людина проводить на узбережжі і у воді, бралася згідно з усередненими даними для прибережних жителів [13]. А саме, плавання у воді в них займає 100 год/рік, плавання у човні – 250 год/рік, перебування на пляжі – 200 год/рік, дихання повітрям на узбережжі – 8760 год/рік. У табл. 6.5 приведені розраховані індивідуальні дози від різних джерел опромінення для 2011 року, коли концентрація радіонуклідів у морському середовищі була максимальною. Видно, що дози від ^{137}Cs були на 2-3 порядки більшими, ніж від ^{90}Sr . Серед шляхів опромінення домінуючою була доза від споживання морепродуктів.

Крім розглянутих двох радіонуклідів у результаті аварії спостерігався значний викид ^{134}Cs , період напіврозпаду якого становить 2,1 роки. В момент аварії співвідношення $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ становило $0,99\pm 0,03$ [223]. Це означає, що дози опромінення від цих двох радіонуклідів у 2011 році були приблизно однаковими, через їхні ідентичні властивості. Пізніше внесок ^{134}Cs в загальну дозу зменшувався за рахунок швидшого розпаду. Таким чином, загальна доза опромінення в 2011 році,

розрахована за допомогою моделі POSEIDON-R, становила близько 1,5 мЗв, що всього лише в півтора рази перевищує допустимий рівень опромінення для населення [277]. Але оскільки дана область була практично повністю відселена і вилов морепродуктів заборонений, можна припустити, що даних рівнів опромінення було досягнуто дуже обмеженою кількістю населення. Для людей, що проживають на більшій відстані від АЕС Фукусіма-1, дози опромінення були значно меншими. В роботі [33] показано, що для 100-км області навколо АЕС Фукусіма-1 дози внутрішнього опромінення від споживання морепродуктів у 2011 році становили 3,6 мкЗв. Такі дози близькі за величиною дозам, які, згідно з розрахунками, були отримані в 1957 році під час максимальних концентрацій радіонуклідів біля берегів Японії за рахунок випробувань атомної зброї.

Таблиця 6.5 – Розраховані індивідуальні дози (мкЗв) від різних джерел опромінення для 2011 року в 15-км області навколо АЕС Фукусіма-1

Радіо- нуклід	Споживання морепродуктів	Плавання у воді	Плавання у човні	Перебування на пляжі	Вдихання крапель води
^{137}Cs	730	$6.5 \cdot 10^{-4}$	$8.1 \cdot 10^{-4}$	0.0012	0.6
^{90}Sr	0.32	$4.4 \cdot 10^{-6}$	$5.5 \cdot 10^{-6}$	$5.6 \cdot 10^{-6}$	0.0145

Для розрахунку колективних доз опромінення населення Японії статистичні дані вилову морських організмів [278] розподілялися між камерами моделі. При цьому не враховувалися дані імпорту/експорту морепродуктів та зміна концентрації при їхньому зберіганні та в процесі приготування їжі. Тобто вважалося, що всі морепродукти, виловлені японськими компаніями, споживалися населенням Японії. Також з розрахунків була виключена 100-км область навколо АЕС Фукусіма-1, де діяла заборона на вилов морських організмів. Дозами від інших джерел опромінення (внаслідок плавання у воді і в човні, перебування на пляжі та вдихання розпиленої в повітрі морської води) можна знехтувати, що було показано вище (табл. 6.5).

Розраховані таким чином колективні дози для радіонуклідів ^{134}Cs і ^{137}Cs за період з 2000 по 2020 роки зображені на рис. 6.25. Видно, що аварія на АЕС

Фукусіма-1 привела до підвищення колективної дози за рахунок споживання морепродуктів (39,3 люд·Зв) приблизно в 9 разів у порівнянні з доаварійними значеннями (4,45 люд·Зв), пов'язаними з радіоактивним забрудненням Світового океану внаслідок випробувань атомної зброї всередині ХХ століття. В роботі [33] показано, що аварія на АЕС Фукусіма-1 не мала впливу на підвищення колективної дози для жителів сусідніх з Японією країн: Китаю і Республіки Корея.

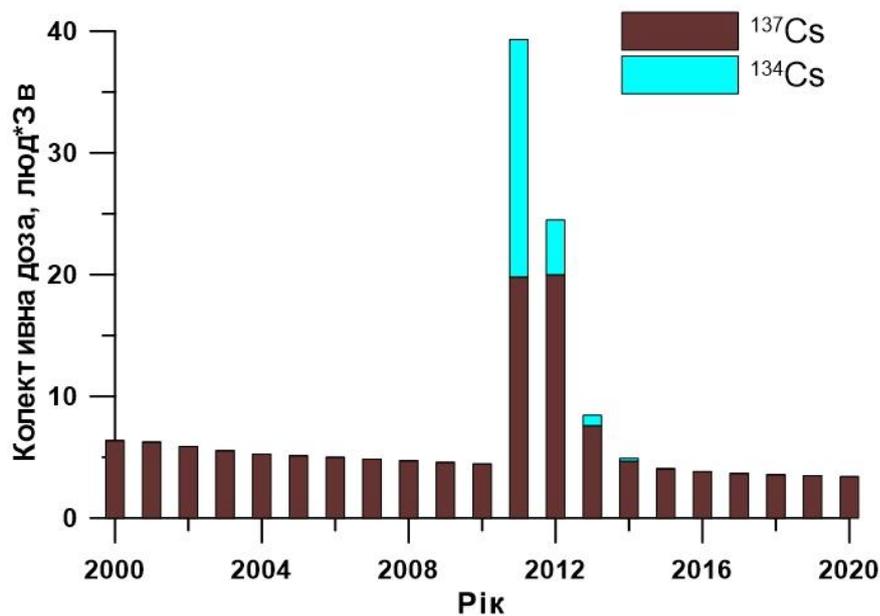


Рисунок 6.25 – Колективні дози опромінення населення Японії за рахунок споживання морепродуктів від радіонуклідів ^{134}Cs і ^{137}Cs на основі результатів моделювання

Оскільки період напіврозпаду ^{134}Cs становить всього 2,1 роки, його практично не залишилося станом на 2011 рік. Тобто можна вважати, що перед аварією на АЕС Фукусіма-1 не існувало фонові концентрації ^{134}Cs у морському середовищі, тому не було доз опромінення, спричинених цим радіонуклідом. Також можна оцінити, що вплив аварійного витоку радіонуклідів на колективну дозу для жителів Японії відчувався протягом 4 років, після чого вона повернулася до фонових значень (4,09 люд·Зв). За допомогою моделювання була здійснена оцінка внесків прямого витоку та атмосферного випадіння радіоактивності в результаті аварії на АЕС

Фукусіма-1. Показано, що внесок атмосферного випадіння в колективну дозу становить 83%. Відповідно прями́й витік складає лише 17%, незважаючи на надзвичайно високі концентрації радіонуклідів навколо станції. Це можна пояснити тим, що атмосферне випадіння покрило практично всю північно-західну частину Тихого океану, де морепродукти виловлюються у значно більшій кількості, порівняно з вузькою прибережною областю безпосередньо біля АЕС Фукусіма-1, де спостерігалися максимальні концентрації радіонуклідів.

6.5 Аналіз спільних і відмінних рис при розповсюдженні забруднення в Чорному та Балтійському морях внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС і вздовж узбережжя Японії внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1

Найбільші в історії людства аварії на атомних електростанціях призвели до забруднення різних морських середовищ. Зокрема, в результаті аварії на ЧАЕС були суттєво забруднені Чорне і Балтійське моря, а аварія на АЕС Фукусіма-1 спричинила забруднення північно-західної частини Тихого океану з максимальними концентраціями радіонуклідів вздовж східного узбережжя Японії безпосередньо навколо станції. У всіх випадках величини забруднення та шляхи потрапляння радіонуклідів у морське середовище були різними. Вони детально описані у відповідних розділах дисертаційної роботи. Крім того, в цих морських об'єктах були різними геометричні характеристики, особливості течій та розподіл солоності. Для дослідження довгострокового переносу ^{137}Cs в них використовувалась камерна модель POSEIDON-R, що описує перенос радіоактивності у воді, донних відкладеннях і морських організмах. У всіх випадках результати моделювання узгоджувалися з даними вимірювань, про що свідчать відповідні статистичні співвідношення (див. табл. Е.1 у додатку). Лише для пелагічних типів риби в Тихому океані, яким характерна сезонна міграція, що не описується в моделі, були

отримані завищені концентрації радіоактивного забруднення. У зв'язку з цим, результати моделювання можуть бути використані для аналізу зміни концентрації радіонукліда в кожному морському середовищі, а також для пошуку спільних і відмінних рис.

Важливою характеристикою здатності морського середовища до очищення є швидкість зниження концентрації забруднення за рахунок різних факторів, таких як розведення за рахунок течій чи процесів дифузії, перетоку в сусідні моря, розпаду в результаті фізичних, хімічних чи біологічних процесів та ін. Як правило, зниження концентрації забруднення відбувається за експоненціальним законом. Значення параметрів, що входять в показники степеня відповідних експоненціальних функцій, і які відповідають за швидкості очищення різних компонентів розглянутих морських середовищ, представлені в табл. 6.6. Видно, що швидкості зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води після аварії на ЧАЕС були досить низькими для Чорного і Балтійського морів та схожими між собою. Це пов'язано з тим, що обидва моря є напівзакритими з дуже обмеженим водообміном з відкритим океаном. Тоді як відповідна швидкість зниження концентрації для східного узбережжя Японії, забрудненого в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1, в перші місяці після аварії була на два порядки вища (значення в дужках у таблиці). Навіть протягом наступного часу після аварії, коли забруднення визначалося порівняно невеликим постійним витоком радіоактивності з району АЕС, зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води біля узбережжя Японії було на порядок більшим, ніж у Чорному і Балтійському морях після аварії на ЧАЕС. Це пояснюється швидким розчиненням забруднення інтенсивними океанськими течіями в регіоні.

Швидкості зниження концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях були схожими в Чорному і Балтійському морях (табл. 6.6), тоді як вздовж тихоокеанського узбережжя Японії вона зменшувалася на порядок швидше. Це відбувалося під впливом інтенсивних течій, що спричиняють ресуспензію забруднених частинок, які швидше очищуються, знаходячись у порівняно чистій воді.

Швидкості затухання забруднення в нехижій рибі були близькими до відповідних швидкостей зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води в

усіх трьох морських середовищах (табл. 6.6). Відповідно динаміка очищення придонної риби була близькою до швидкості затухання концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях. Таким чином, можна зробити висновок, що спільною рисою для трьох розглянутих морських об'єктів є залежність швидкості очищення морських організмів насамперед від змін концентрації забруднення в їхньому раціоні. Оскільки раціон прибережних хижаків включає як поверхневі, так і придонні організми, швидкості зниження концентрації ^{137}Cs в цих типах риби носять змішаний характер, тобто знаходяться посередині між швидкостями затухання забруднення у воді і в донних відкладеннях.

Таблиця 6.6 – Швидкості зниження концентрації ^{137}Cs (p^{-1}), розраховані в результаті моделювання, і оцінені на основі даних вимірювань. Значення в дужках відповідають першому року після аварії на АЕС Фукусіма-1

Компоненти морського середовища	Чорне море		Балтійське море		Узбережжя Японії	
	Розрахунок	Виміри	Розрахунок	Виміри	Розрахунок	Виміри
Поверхневий шар води	0.07	0.07	0.08	0.05-0.06	(4) 0.6	(3) 0.4
Донні відкладення	0.04	0.05	0.04-0.06	0.04-0.06	0.3	0.3
Нехижа риба	0.07	0.09	0.08	0.07	(2.6) 0.4	-
Хижа риба	0.07	-	0.08	-	(1.5)	-
Придонна риба	0.06	-	0.08	0.06	0.3	(0.6)
Донні хижаки	0.07	-	0.07	-	(1) 0.4	(0.9)
Прибережні хижаки	0.05	-	0.05-0.07	0.02-0.05	(1.1) 0.3	(0.7)

У роботі також були здійснені оцінки концентраційних факторів ^{137}Cs у морських організмах для трьох морських середовищ. При цьому бралися періоди,

далекі від аварійних ситуацій, коли радіоактивне забруднення усіх компонентів (води, донних відкладень і морських організмів) було близьким до рівноважного. Для Чорного і Балтійського морів практично завжди концентрація ^{137}Cs у морських організмах знаходилася в рівновазі з відповідною концентрацією у воді (можливо, за винятком лише кількох років після аварії на ЧАЕС), про що свідчать величини швидкостей затухання в табл. 6.6. Для узбережжя Японії розглядався період перед аварією на АЕС Фукусіма-1.

За результатами моделювання концентраційний фактор CF розраховувався на основі рівняння (3.13), беручи до уваги умову рівноважності $\frac{dC}{dt} = 0$. Таким чином, для кожного організму можна записати

$$CF = \left(aK_f \frac{C_f}{C_w} + bK_w \right) \frac{T_{0.5}}{\ln 2}, \quad (6.2)$$

де C_f – концентрація активності в їжі з врахуванням раціону харчування, згідно з (3.14), і умови рівноважності, коли концентрація радіонукліда в кожному типі їжі (жертви) задається пропорційною до його концентрації у воді $C_{prey,i} = CF_i \cdot C_w$ з коефіцієнтом пропорційності, що дорівнює концентраційному фактору жертви CF_i .

Розрахунки концентраційного фактору проводились для постійної солоності в Чорному морі ($S = 18$) і в північно-західній частині Тихого океану ($S = 34,5$) та для діапазону солоності в Балтійському морі ($S = 5-25$). Оцінки концентраційних факторів на основі даних вимірювань здійснювалися в Чорному та в Балтійському морях для періоду з 1992 по 2010 роки, а для узбережжя Японії брався період 1988 – 2010 років (перед аварією на АЕС Фукусіма-1). У табл. 6.7 отримані значення концентраційних факторів порівнюються для трьох морських середовищ, а також порівнюються зі стандартними значеннями МАГАТЕ [89].

Таблиця 6.7 – Концентраційні фактори ^{137}Cs у морських організмах (л/кг), розраховані за допомогою моделі та оцінені на основі даних вимірювань

Морські організми	Чорне море		Балтійське море		Узбережжя Японії		Дані з [89]
	Розрахунок	Виміри	Розрахунок	Виміри	Розрахунок	Виміри	
Ракоподібні	72	-	64-166	-	64	-	50
Молюски	86	-	75-201	-	75	-	60
Нехижа риба	81	62	73-171	87	73	-	100
Хижа риба	95	-	87-187	-	87	-	100
Придонна риба	56	-	55-66	114	55	48	100
Донні хижаки	106	-	99-182	-	99	86	100
Прибережні хижаки	131	-	123-220	132	123	104	100

З таблиці видно, що вплив зниженої солоності на засвоєння ^{137}Cs морськими організмами в Чорному морі невеликий у порівнянні з відкритим океаном (узбережжям Японії). Тобто зниження солоності до величини $S = 18$ ще не є суттєвим для впливу на біохімічні процеси, які визначаються конкуренцією між іонами цезію і калію. А от у Балтійському морі зниження солоності в напрямку з південно-західної частини моря ($S = 25$) до північної і східної ($S = 5$) приводить до підвищення засвоєння ^{137}Cs морськими організмами (збільшення концентраційного фактору) у два рази. При цьому усереднені по басейну і по різних типах риби значення концентраційного фактору узгоджуються зі стандартною величиною [89], що підтверджує можливість застосування моделі в різних морських середовищах.

Оскільки модель POSEIDON-R у всіх морських середовищах застосовувалась з однаковими узагальненими параметрами, даючи при цьому результати, які узгоджувались з вимірами, це означає, що вона може використовуватись в аварійних ситуаціях у різних частинах Світового океану при обмеженій кількості вхідних

даних. Такі властивості моделі вказують на можливість її використання в системах підтримки прийняття рішень при короткостроковому та довгостроковому плануванні заходів по мінімізації впливу на населення наслідків аварій на ядерних об'єктах. Прикладом такого застосування моделі POSEIDON-R є її інтеграція в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS, яка описана в наступному розділі роботи.

6.6 Оцінка чутливості результатів моделювання до зміни значень параметрів моделі POSEIDON-R

Більшість параметрів динамічної моделі переносу забруднення по ланцюжках живлення (табл. 3.1) мають деяку невизначеність у величині своїх значень. У зв'язку з цим була проведена оцінка чутливості результатів моделювання до зміни значень основних параметрів (рис. 6.26). При цьому розглядався найпростіший випадок однорідного накопичення ^{137}Cs у морських організмах (розділ 3.2.2). Зокрема, значення параметрів K_w (кількості води, що проходить через організм за день), K_f (денної величини споживання їжі), $T_{0.5}$ (біологічного час напіввиведення ^{137}Cs з організму) і φ_{org} (органічної фракції донних відкладень) змінювалися, згідно з [101], від вдвічі меншого до вдвічі більшого по відношенню до величин, приведених в табл. 3.1. Досліджувався вплив такої зміни параметрів на розрахований максимум концентрації для кожного організму в результаті витоку ^{137}Cs після аварії на АЕС Фукусіма-1. Чутливість результатів моделювання оцінювалася за допомогою індексу чутливості (SI), що розраховувався, згідно з [279], як

$$SI = \frac{D_{\max} - D_{\min}}{D_{\max}}, \quad (6.3)$$

де D_{\max} і D_{\min} – значення розрахованих максимумів концентрацій при вдвічі більшому і вдвічі меншому значеннях параметрів, відповідно.

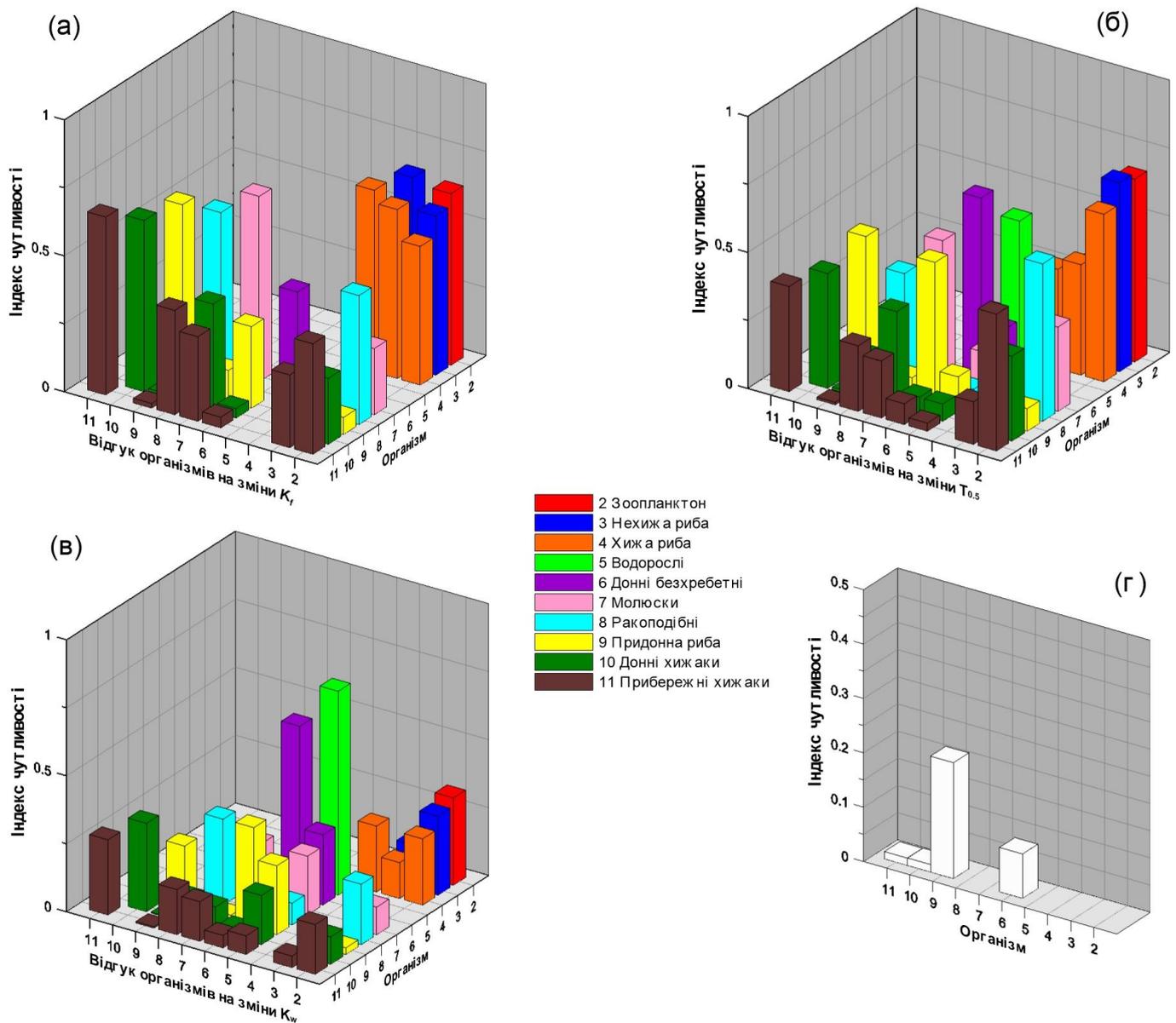


Рисунок 6.26 – Індеси чутливості результатів моделювання, розраховані для змін: (а) денної величина споживання їжі K_f ; (б) біологічного часу напіввиведення ^{137}Cs з організму $T_{0.5}$; (в) кількості води, що проходить через організм за день, K_w ; і (г) органічної фракції донних відкладень ϕ_{org}

З рис. 6.26 а видно, що всі організми є досить чутливими до змін значення K_f , причому пелагічні організми зазвичай є більш чутливими, ніж організми з донного ланцюжка живлення, для яких характерний більш розгалужений раціон. Зміна $T_{0.5}$ в

зоопланктоні має максимальний вплив як на пелагічні, так і на придонні організми (рис. 6.26 б). При цьому відношення максимуму концентрації ^{137}Cs у зоопланктоні після аварії на АЕС Фукусіма-1 при максимальному значенні $T_{0.5}$ до відповідного максимуму при мінімальному значенні $T_{0.5}$ становить 2,7. Для пелагічної риби і прибережних хижаків це відношення знаходиться в проміжку між 1,7 та 2,4. А для інших організмів воно ще менше. Щодо донного ланцюжка живлення, то найбільший вплив спостерігається при зміні $T_{0.5}$ для донних безхребетних організмів на зміну концентрації в придонній рибі.

З рис. 6.26 в видно, що відгук на зміни K_w для зоопланктону в різних організмах зменшується з підвищенням трофічного рівня (положення організму в ланцюжку живлення), що узгоджується з результатами роботи [101]. Показано, що концентрація ^{137}Cs у водоростях і донних безхребетних організмах в 3 рази чутливіша до змін K_w у порівнянні з іншими організмами. Зміни φ_{org} мають деякий вплив лише на концентрацію ^{137}Cs у придонній рибі, і практично не мають впливу на інші компоненти донного ланцюжка живлення (рис. 6.26 г).

6.7 Детальне моделювання переносу ^{137}Cs у Тихому океані протягом двох років після аварії за допомогою тривимірної моделі переносу THREEEТОХ

У тривимірній моделі THREEEТОХ (див. додаток В) розраховується зміна з часом концентрації радіонукліда в морському середовищі. Для цього чисельно розв'язуються диференційні рівняння, що описують перенос розчиненого у воді радіонукліда, адсорбованого зваженими у воді частинками, а також його накопичення в донних відкладеннях. Відмінністю тривимірного моделювання переносу ^{137}Cs у Тихому океані від описаного в розділі 5.2.4 застосування моделі до Балтійського моря є використання наперед розрахованих швидкостей течій (U , V , W), а також врахування переносу забруднення по ланцюжку живлення морських організмів.

У моделі розглядається найпростіший пелагічний ланцюжок живлення, що включає лише 4 організми: фітопланктон, зоопланктон, нехижу рибу та хижу рибу. При цьому вважається, що зоопланктон харчується виключно фітопланктоном, нехижа риба – зоопланктоном, а хижа риба – нехижою рибою. Для опису засвоєння ^{137}Cs морськими організмами використовуються рівняння та параметри моделі POSEIDON-R. Зокрема, концентрація радіонукліда у фітопланктоні розраховується на основі рівноважного методу (формула 3.11), тоді як в інших організмах застосовується динамічний підхід (рівняння 3.13). У даній постановці задачі забруднення морських організмів описується в досить спрощений спосіб, оскільки в ній не враховується їхній рух (сезонна міграція, випадкове переміщення в пошуках їжі та ін.). Щоб врахувати ці процеси, необхідно використовувати відповідні моделі або включати в рівняння додаткові параметризації, що може бути предметом подальших досліджень.

У розрахунку розглядалась область Тихого океану між 15° і 65° пн. ш. та між 117° сх. д. і 160° зх. д. (рис. 6.27). Роздільна здатність по горизонталі становила $0,1^\circ$, по вертикалі розглядалися 35 рівнів. Перенос ^{137}Cs у даній області розраховувався на основі наявних тривимірних течій, отриманих за допомогою моделі циркуляції FORA-WNP30 [61]. При цьому використовувалися усереднені за кожен місяць течії на протязі 2011-2014 років. Таким чином, у моделюванні використовувалися 12 тривимірних полів для кожної компоненти швидкості (U , V , W), які повторювалися з періодом 1 рік. Всього розрахунок проводився з 11 березня 2011 року (дата, коли стався землетрус) по 11 березня 2013 року.

Основними течіями в північно-західній частині Тихого океану є досить потужна тепла течія Куросіо (Kuroshio) і холодна – Оясіо (Oyashio). Течія Куросіо зароджується в Південно-Китайському морі і тече на північ до берегів Японії, переносячи велику кількість теплої води з швидкістю, що іноді перевищує 1 м/с. Біля східного узбережжя Японії (поблизу Токіо), вона стикається з холодною Курильською течією Оясіо, що тече з півночі, і повертає на схід, формуючи так зване продовження Куросіо (Kuroshio Extension). В області, де дві течії стикаються, генерується велика кількість різномасштабних вихорів, які зумовлюють нестабільну

структуру течій вздовж східного узбережжя Японії. Приклад течій в північно-західній частині Тихого океану, розрахованих моделлю FORA-WNP30, зображений на рис. 6.28.

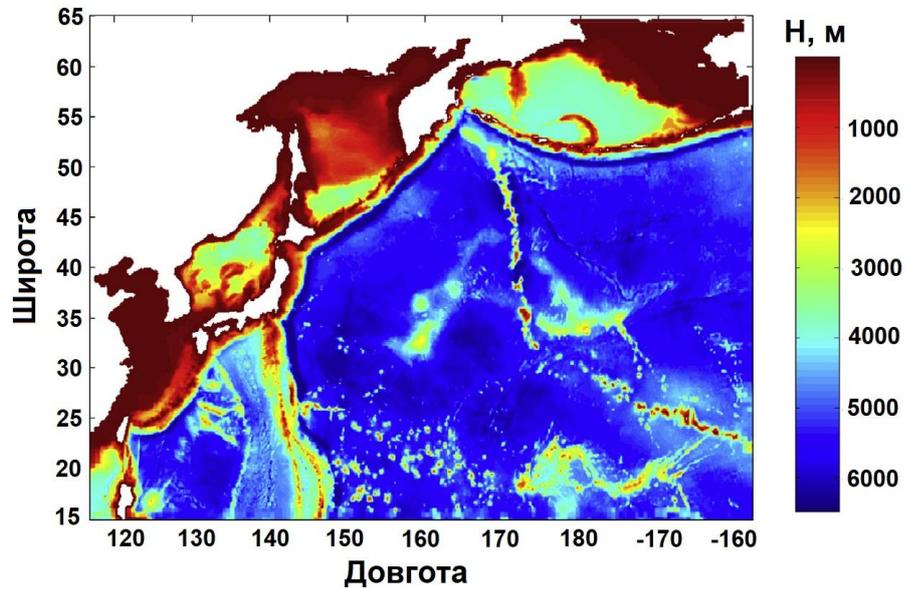


Рисунок 6.27 – Область моделювання та розподіл глибин у північно-західній частині Тихого океану, згідно з даними моделі FORA-WNP30

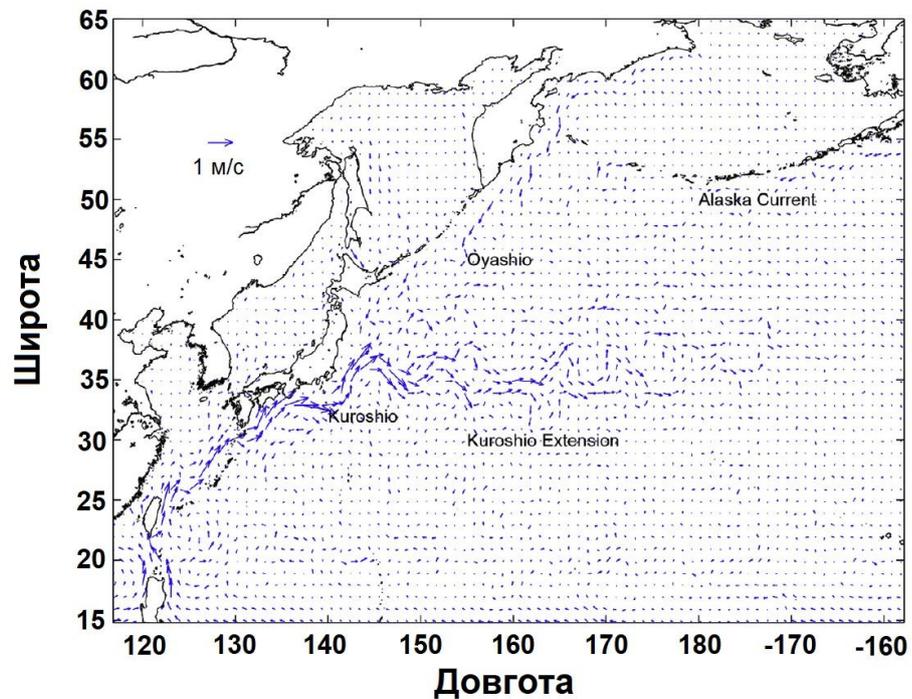


Рисунок 6.28 – Течії в північно-західній частині Тихого океану для березня 2011 року, згідно з результатами розрахунків моделі FORA-WNP30

У даному розрахунку бралися до уваги два основні джерела ^{137}Cs , що спричинили забруднення Тихого океану внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1: прямий витік активності з охолоджуючою водою безпосередньо в океан, а також атмосферне випадіння радіонукліда на поверхню океану. Прямий витік ^{137}Cs задавався для періоду з 25 березня по 31 грудня 2011 року (рис. 6.29). Він був відтворений Японською агенцією з атомної енергії, про що детально описано в [224]. Для цього використовувалися виміри концентрації радіонукліда в безпосередній близькості від АЕС, які публікувалися на сайті Токійської енергетичної компанії (TEPCO). Пізніше ці дані разом з іншими вимірами були зібрані в єдину базу даних Інспекцією з ядерного регулювання Японії [147].

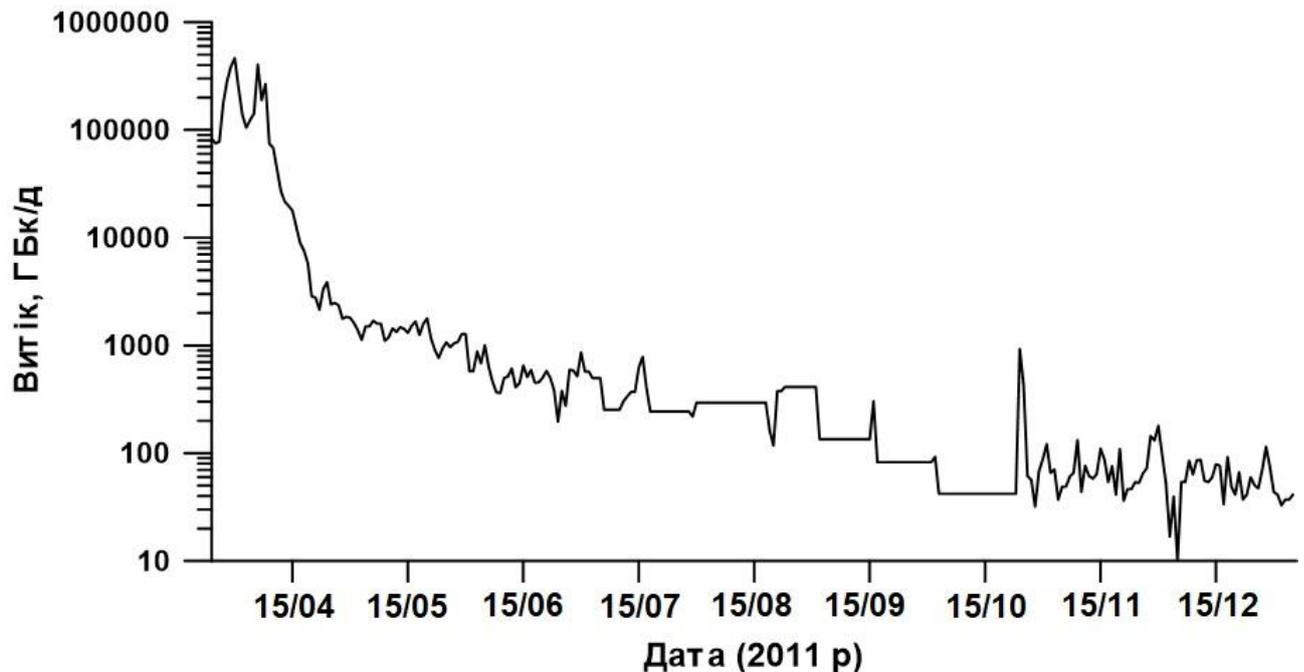


Рисунок 6.29 – Прямий витік ^{137}Cs з АЕС Фукусіма-1 в Тихий океан, згідно з [224]

У результаті вибухів газової суміші на трьох енергоблоках АЕС Фукусіма-1 в атмосферу потрапила велика кількість ^{137}Cs , який протягом кількох місяців переносився повітряними потоками на великі відстані і поступово осідав на поверхню Тихого океану. Отримане в результаті усереднення результатів розрахунків атмосферними моделями переносу WSPEEDI-II [227] і LADAS [280] випадіння ^{137}Cs на розрахункову область задавалося для періоду з 12 березня по 1

червня 2011 року. По закінченню цього періоду атмосферне випадіння ^{137}Cs практично не спостерігалось. Сумарна густина випадіння в області моделювання зображена на рис. 6.30.

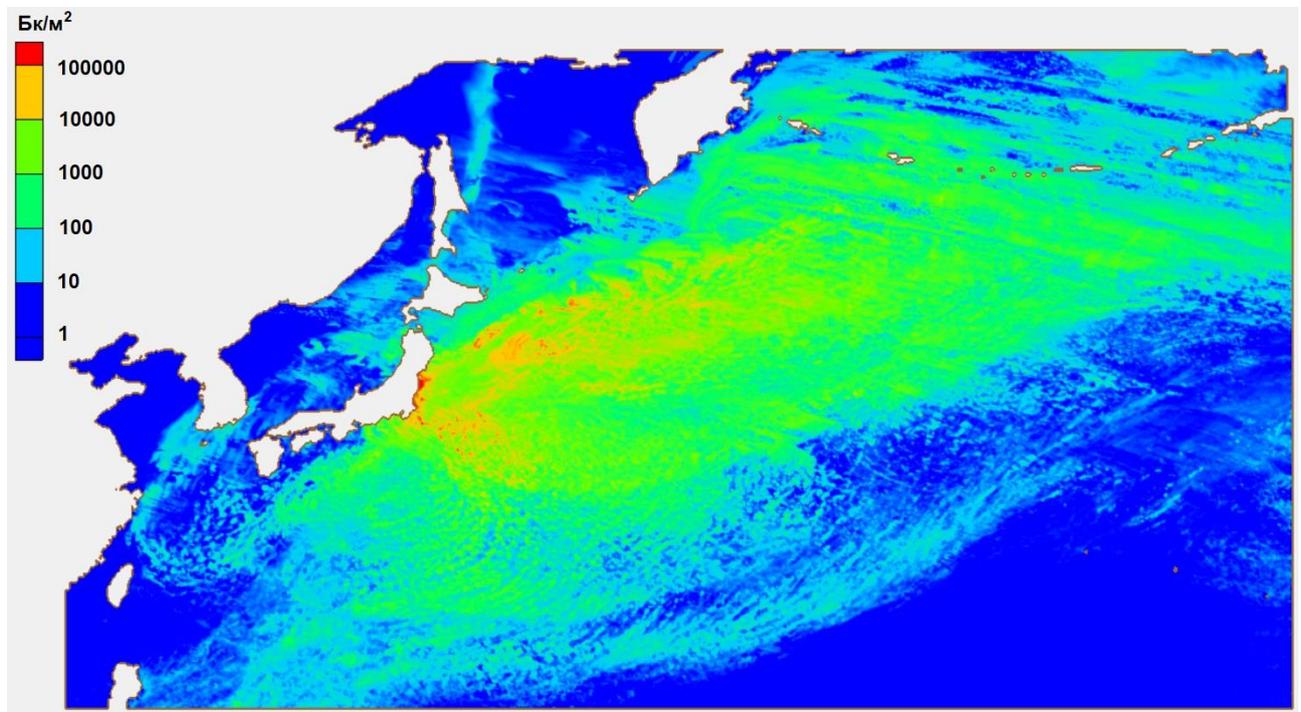


Рисунок 6.30 – Сумарна густина атмосферного випадіння ^{137}Cs на розрахункову область, усереднена на основі результатів атмосферних моделей WSPEEDI-II і LADAS

Для обох джерел забруднення в моделі задавалися щоденні сумарні значення активності ^{137}Cs . Загальна величина ^{137}Cs , що потрапив в морське середовище від описаних джерел, в моделі становила 3,6 ПБк для прямого витоку і 10 ПБк для атмосферного випадіння. Також при моделюванні враховувалася доаварійна (фонова) концентрація активності $1,5 \text{ Бк/м}^3$ як початкова умова, що є важливим при порівнянні результатів розрахунків з вимірами у віддалених від АЕС Фукусіма-1 областях.

Розраховані концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води в різні моменти часу зображені на рис. 6.31. Видно, що в перші 3 місяці після аварії вплив атмосферного випадіння був визначальним (рис. 6.31 а), оскільки саме воно призвело до

забруднення значних областей Тихого океану. Хоча максимальні концентрації ^{137}Cs (понад $100\,000\text{ Бк/м}^3$) спостерігалися у вузькій області вздовж узбережжя поблизу АЕС Фукусіма-1.

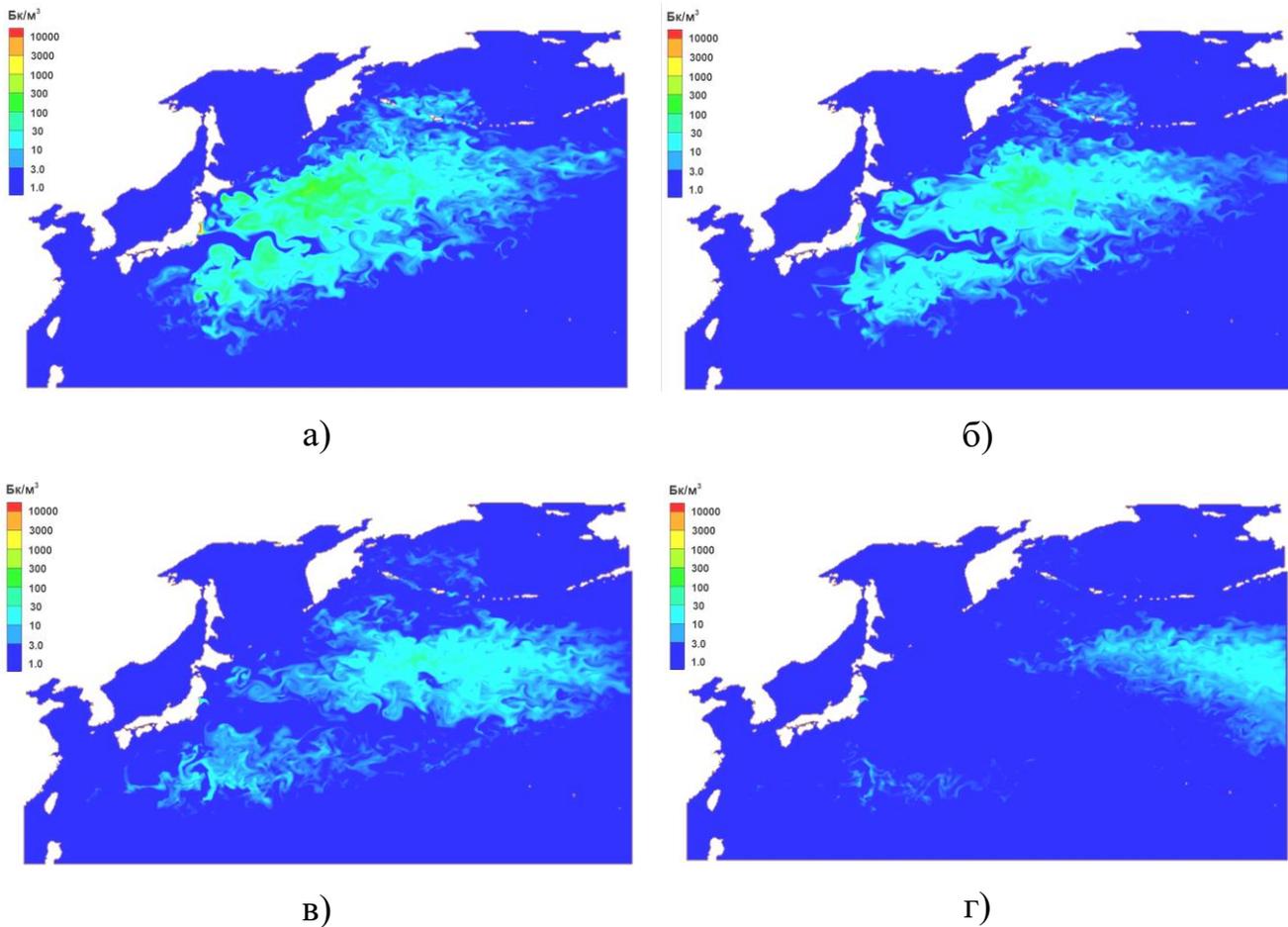


Рисунок 6.31 – Розраховані концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води через 3 місяці (а), 6 місяців (б), 1 рік (в) і 2 роки (г) після аварії на АЕС Фукусіма-1

Пізніше концентрація забруднення в більшій частині Тихого океану поступово зменшувалась за рахунок проникнення в глибші шари та переносу океанськими течіями з постійним перемішуванням з менш забрудненими водами. Це відбувалося в тому числі завдяки великій кількості порівняно чистої води, що переноситься течією Коросію, слід від якої добре видно на рис. 6.31 а і 6.31 б. Також Куросію розділяє забруднену область на дві частини: північну і південну, перешкоджаючи переносу радіоактивності між ними. Таким чином, можна сказати, що практично все забруднення, яке знаходиться на південь від течії Куросію, потрапило туди внаслідок

атмосферного випадіння. На рис. 6.31 в, який відображає розподіл концентрації ^{137}Cs на поверхні океану через один рік після аварії, видно, що забруднення в північній області поступово рухається на схід, а в південній – на захід під дією течій. Через 2 роки після аварії на АЕС Фукусіма-1 забруднення, що знаходиться південніше течії Куросіо, практично повністю розвелось в океанській воді (рис. 6.31 г). У цей час північна частина забруднення почала виходити за межі розрахункової області на схід, прямуючи до узбережжя Північної Америки. При цьому максимальні значення концентрації ^{137}Cs знаходяться в межах 10-30 Бк/м³.

На рис. 6.32-6.34 зображена розрахована концентрація ^{137}Cs у нехижій і хижій риби в різні моменти часу. На всіх рисунках шкала вибрана таким чином, щоб відобразити концентрації від фонового рівня (приблизно 0,1 Бк/кг) до гранично допустимого рівня, згідно з вимогами японського законодавства (100 Бк/кг). Таким чином, червоний колір на даних рисунках показує область, де, згідно з результатами моделювання, концентрація ^{137}Cs у риби перевищувала гранично допустимі значення. Видно, що через 3 місяці після аварії (рис. 6.32) в нехижій риби були отримані вищі концентрації забруднення, ніж у хижій. Це пояснюється різними швидкостями метаболізму (обмінних процесів) у різних видах риби, які в моделі описуються параметрами швидкості споживання їжі та біологічним часом напіввиведення радіонукліда з організму. Як правило, хижі види риби мають більші розміри у порівнянні з нехижими. У зв'язку з цим швидкість метаболізму, а отже і швидкість засвоєння радіоактивності в хижої риби є меншою (див. розділ 2.2). Це грає вирішальну роль в нерівноважних умовах, коли в морському середовищі наявні інтенсивні джерела забруднення. В цей час максимальні значення концентрації ^{137}Cs становили близько 16 000 Бк/кг для нехижої риби та 10 000 Бк/кг для хижої риби, що відповідає виміряним значенням в окремих виловлених організмах [260].

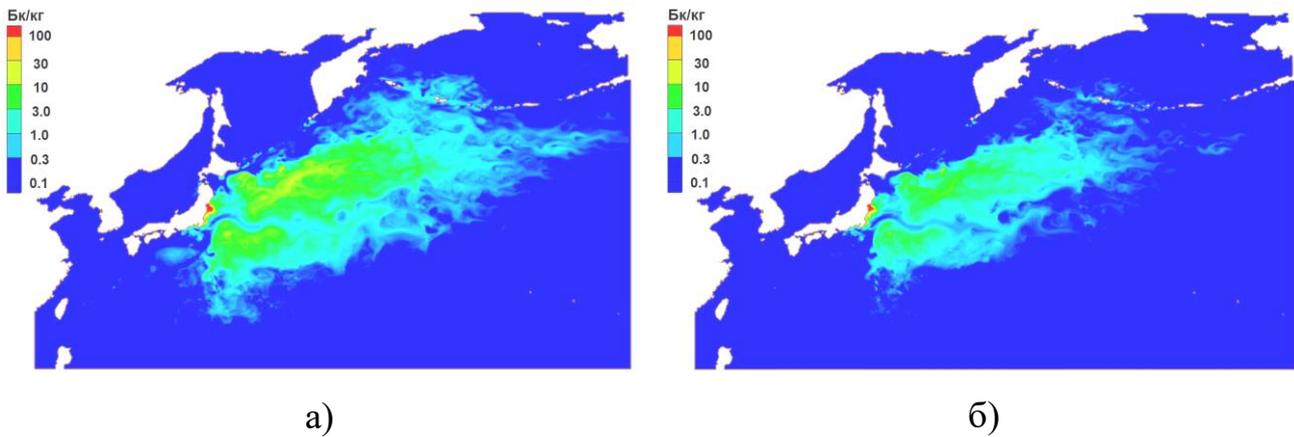


Рисунок 6.32 – Розраховані концентрації ^{137}Cs у нехижій (а) і хижій (б) рибі через 3 місяці після аварії на АЕС Фукусіма-1

Згідно з результатами моделювання, через один рік після аварії концентрація ^{137}Cs у хижій рибі в основному вже вища, ніж відповідна концентрація в нехижій рибі (рис. 6.33). Це відповідає наблизенню забруднення морського середовища до рівноважного стану, в якому концентрація ^{137}Cs в організмах, які займають вищі трофічні рівні, є завжди вищою за рахунок властивості даного радіонукліда накопичуватися в ланцюжку живлення (розділ 2.4). Також з рисунку видно, що область з підвищеними концентраціями забруднення в рибі дещо перемістилася у східному напрямку відповідно з забрудненням води (див. рис. 6.31 в). У цей час максимальні значення концентрації ^{137}Cs за результатами моделювання становили близько 1500 Бк/кг для нехижої риби та 8 000 Бк/кг для хижої риби і спостерігалися поблизу АЕС Фукусіма-1. Це означає, що концентрація забруднення в нехижій рибі затухає значно швидше, ніж у хижій, що знову ж таки пов'язано з різними швидкостями метаболізму в цих типах риби.

Через два роки після аварії, як видно з результатів розрахунків (рис. 6.34), все ще залишається незначне радіоактивне забруднення нехижої риби в центральній частині Тихого океану. При цьому область забруднення хижої риби значно більша, а розподіл концентрації активності в ній відображає основний напрям переносу забруднення в океані. В цей час характерні розраховані значення концентрації ^{137}Cs у центральній частині Тихого океану становлять 1 Бк/кг для нехижої і 2 Бк/кг для хижої риби, що на порядок вище фонових значень, але не представляє жодної

небезпеки ні для морських організмів, ні для людини. Максимальні значення концентрації ^{137}Cs поблизу АЕС Фукусіма-1 за результатами моделювання становили близько 90 Бк/кг для нехижої риби та 1900 Бк/кг для хижої риби. Це означає, що з того часу концентрація активності в нехижих видах риби вже не перевищувала гранично допустимого рівня.

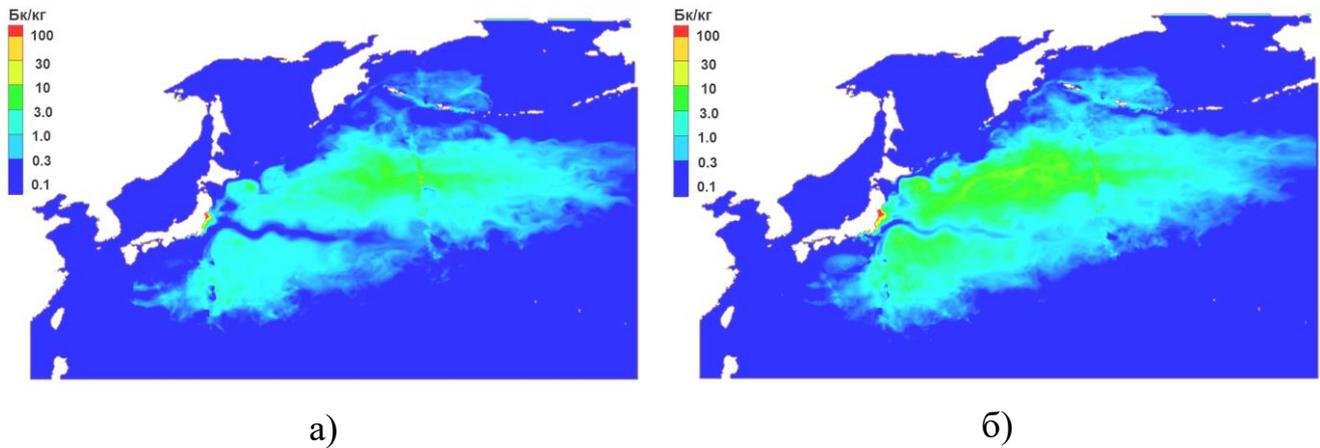


Рисунок 6.33 – Розраховані концентрації ^{137}Cs у нехижій (а) і хижій (б) рибі через 1 рік після аварії на АЕС Фукусіма-1

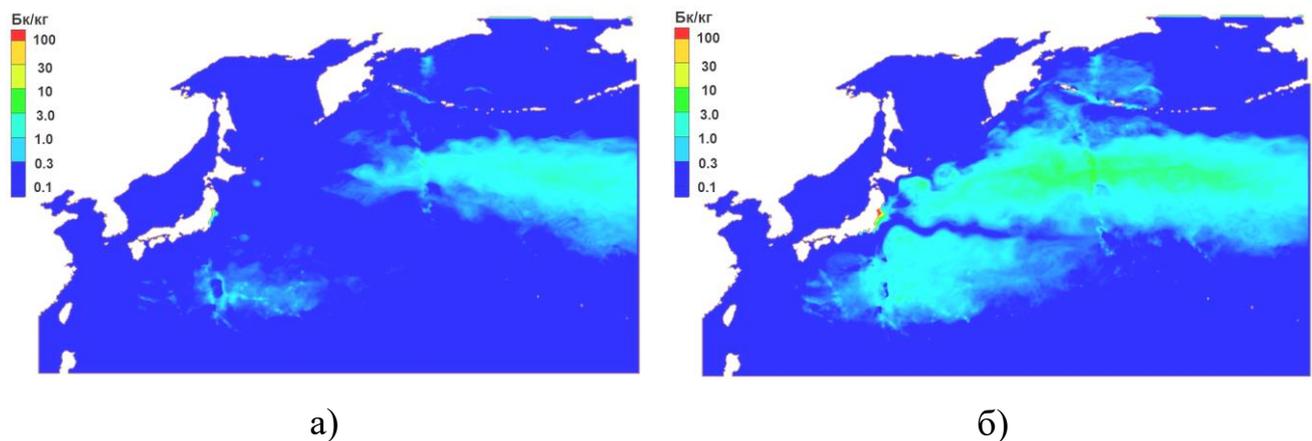


Рисунок 6.34 – Розраховані концентрації ^{137}Cs у нехижій (а) і хижій (б) рибі через 2 роки після аварії на АЕС Фукусіма-1

Особливістю області Тихого океану, куди потрапила основна частина радіоактивного забруднення внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1, є складна структура течій зумовлена взаємодією теплої течії Коросіо і холодної – Оясіо. Жодна чисельна модель гідродинаміки не може надати достовірного 3-вимірного розподілу швидкостей в даній області на момент аварії і в наступні моменти часу. Беручи до уваги інтенсивність і нестационарність течій, а також часте виникнення нестабільних вихорів, можна стверджувати, що навіть невеликі зміни в гідродинаміці будуть приводити до суттєвих змін у процесах переносу забруднення, які лише зростатимуть з часом. Саме тому досить складно вибрати спосіб порівняння результатів розрахунків з вимірами. В роботі [35] показано, що в такій динамічній системі неможливо здійснювати порівняння в конкретних точках через значні невизначеності в розподілі течій, а також через відмінності в параметрах моделей і чисельних методах їх розв'язку. В роботі [37] навіть усереднення результатів розрахунків і даних вимірювань по областях різного розміру не дозволяє отримати доброго узгодження між ними. Хоча розраховані різними моделями значення концентрацій ^{137}Cs у воді, донних відкладеннях і морських організмах знаходяться в межах одного порядку величини. З цієї точки зору застосування камерного моделювання, розглянутого вище в даному розділі, дає кращі результати при порівнянні з даними вимірювань. Хоча тривимірна модель переносу краще описує шляхи поширення забруднення у просторі і в часі.

6.8 Висновки до розділу 6

Здійснене довгострокове моделювання переносу радіоактивних ^{137}Cs і ^{90}Sr у північно-західній частині Тихого океану з використанням моделі POSEIDON-R. При цьому враховувалися джерела радіонуклідів до і після аварії на АЕС Фукусіма-1. Розраховані концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у різних компонентах морського середовища узгоджуються з відповідним вимірами. Це означає, що модель правильно відтворює

фонові концентрації обох радіонуклідів перед моментом аварії на АЕС Фукусіма-1, а також їхній ріст у результаті аварії та поступове розведення океанськими течіями протягом наступного часу.

Для відтворення забруднення морського середовища в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 у моделі використовувалися джерела ^{137}Cs і ^{90}Sr , що відповідають оцінкам різних авторів. Отримане узгодження результатів моделювання в різних областях навколо АЕС для води, донних відкладень і морських організмів опосередковано підтверджує ці оцінки. Зокрема, прямий витік в морське середовище під час аварії був близьким до 3,5 ПБк для ^{137}Cs і 0,16 ПБк для ^{90}Sr . Близько 10 ПБк ^{137}Cs потрапило на поверхню Тихого океану в результаті атмосферного випадіння. Результати моделювання також підтверджують наявність тривалого післяаварійного витіку обох радіонуклідів приблизно однакової інтенсивності, яка зменшується з часом, про що свідчить повільне затухання концентрації активності у воді поблизу АЕС, яка все ще залишається вищою, ніж доаварійне (фонове) значення.

Модель POSEIDON-R правильно відтворює міграцію ^{137}Cs і ^{90}Sr по ланцюжках живлення морських організмів у прибережній області навколо АЕС Фукусіма-1, де спостерігався високий градієнт забруднення після аварії, про що свідчить узгодження розрахованих концентрацій ^{137}Cs у пелагічній рибі, придонній рибі, донних хижаках і прибережних хижаках з відповідними вимірами. Показано, що для моделювання забруднення пелагічної риби цезієм можна використовувати існуючу модель BURN, в якій розглядається лише пелагічний ланцюжок живлення, а також враховується лише тканина з максимальною концентрацією радіонукліда, тоді як вмістом активності в інших тканинах – нехтується. Проте при суттєвому забрудненні донних відкладень вони починають відігравати роль основного джерела активності для донних організмів, що приводить до відмінностей у концентраціях радіонукліда в пелагічних і придонних організмах. Це враховується в удосконаленій моделі ROSEIDON-R, в якій описується як пелагічний, так і донний ланцюжки живлення. Застосування даних моделей для відтворення забруднення риби стронцієм приводить до отримання занижених концентрацій ^{90}Sr у рибі в порівнянні з даними

вимірювань, оскільки в цьому випадку важливим є врахування накопичення радіонукліда в різних тканинах риби, що реалізовано в новій кінетично-алометричній моделі. Використання цієї моделі дозволило отримати добре узгодження розрахованих і вимірених концентрацій ^{90}Sr у пелагічній хижій рибі.

Були розраховані індивідуальні дози від різних джерел опромінення (споживання морепродуктів, плавання у воді та на плавних засобах, перебування на пляжі, вдихання розпилених крапель води на узбережжі) для 2011 року, коли концентрація радіонуклідів у морському середовищі була максимальною. Показано, що дози від ^{137}Cs були на 2-3 порядки більшими, ніж від ^{90}Sr . Серед шляхів опромінення домінуючою була доза від споживання морепродуктів. Загальна індивідуальна доза опромінення від ізотопів цезію для 15-км області навколо АЕС Фукусіма-1 у 2011 році, розрахована за допомогою моделі POSEIDON-R, становила близько 1,5 мЗв, що всього лише в півтора рази перевищує допустимий рівень опромінення для населення за нормативами МАГАТЕ. Для 100-км області навколо АЕС Фукусіма-1 дози внутрішнього опромінення від споживання морепродуктів у 2011 році становили 3,6 мкЗв, що можна порівняти з дозами, які були отримані в 1957 році під час максимальних концентрацій радіонуклідів біля берегів Японії в результаті випробувань атомної зброї. Також були розраховані колективні дози опромінення населення Японії на основі статистичних даних вилову морських організмів. Показано, що аварія на АЕС Фукусіма-1 могла призвести до підвищення колективної дози за рахунок споживання морепродуктів приблизно в 9 разів у порівнянні з доаварійними значеннями.

Завдяки інтенсивним течіям швидкості очищення морського середовища вздовж узбережжя Японії після аварії на АЕС Фукусіма-1 були в десятки разів вищими по відношенню до Чорного і Балтійського морів, забруднених у результаті аварії на Чорнобильській АЕС. Швидкості затухання забруднення в нехижій рибі були близькими до відповідних швидкостей зниження концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води в усіх трьох морських середовищах. Відповідно динаміка очищення придонної риби була близькою до швидкості затухання концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях. Тобто, спільною рисою для трьох розглянутих морських

об'єктів є залежність швидкості очищення морських організмів насамперед від змін концентрації забруднення в їхньому раціоні.

Найпростіший ланцюжок живлення, що включає 4 організми: фітопланктон, зоопланктон, нехижу і хижу рибу, був інтегрований у тривимірну модель переносу THREEEТОХ з метою більш точного відтворення переносу радіоактивного забруднення в північно-західній частині Тихого океану протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1. Отримані детальні карти забруднення води, донних відкладень і морських організмів за цей період часу з інтервалом 5 днів. Результати розрахунків наочно показують шляхи поширення забруднення в Тихому океані, а також області з підвищеними концентраціями ^{137}Cs у рибі. Відзначено, що інтенсивність і нестационарність течій в області моделювання, а також часте виникнення нестабільних вихорів приводять до суттєвих змін у процесах переносу забруднення навіть при невеликих змінах гідродинаміки. З цієї точки зору, застосування камерного моделювання, в якому розглядаються усереднені течії, дає кращі результати при порівнянні з даними вимірювань.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [30, 33, 34, 36-38, 119, 205, 272].

РОЗДІЛ 7

ІНТЕГРАЦІЯ МОДЕЛЕЙ ПЕРЕНОСУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИМИ ШЛЯХАМИ В СИСТЕМИ КОМП'ЮТЕРНОЇ ПІДТРИМКИ РІШЕНЬ З РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

У даному розділі представлені приклади розширення систем комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки за рахунок включення в них моделей переносу забруднення у водному середовищі. Це стосується як систем ядерного аварійного реагування, так і систем оцінки радіаційного впливу на навколишнє середовище і людину при регулярних викидах радіонуклідів з атомних об'єктів.

7.1 Інтеграція моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS¹

Європейська система ядерного аварійного реагування RODOS [4] була створена після аварії на Чорнобильській АЕС в рамках проектів Європейського Союзу. В розробці комплексної системи підтримки прийняття рішень RODOS, починаючи з 1989 року, брали участь наукові інститути з 20 європейських країн, у тому числі Інститут проблем математичних машин і систем НАН України. В даний час система RODOS діє в 16 європейських країнах. В Україні вона встановлена на чотирьох діючих АЕС, в кризовому центрі НАЕК Енергоатом, в Українському

¹ Інтеграція камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS здійснювалася спільно з Євгеном Євдіним, який відповідав за програмну реалізацію запуску моделі через інтерфейс системи RODOS, можливість зміни вхідних параметрів та візуалізацію результатів розрахунків, а також автоматичну передачу результатів розрахунків моделей атмосферного переносу та моделі розповсюдження радіонуклідів у річках як вхідних даних моделі POSEIDON-R засобами мови програмування Java з підтримкою GIS.

гідрометеорологічному центрі, в Державній інспекції ядерного регулювання України та на Чорнобильській АЕС.

Система RODOS може використовуватися в національних чи регіональних ядерних аварійних центрах для забезпечення послідовної підтримки на всіх стадіях надзвичайної ситуації, зокрема, безпосередньо під час витoku радіоактивних речовин та після нього, включаючи етап довгострокового управління та відновлення забруднених міських і сільськогосподарських районів [155]. Система може здійснювати підтримку рішень про застосування широкого спектру контрзаходів, таких як евакуація населення, розповсюдження йодованих таблеток, заборона на вживання певних типів їжі, сільськогосподарські контрзаходи, переселення, дезактивація, відновлення та ін., метою яких є пом'якшення наслідків надзвичайної ситуації по відношенню до здоров'я людини, економіки регіону та стану навколишнього середовища. Застосування системи RODOS може здійснюватись як у випадку викиду радіонуклідів в атмосферу, так і для витoku у різноманітні водні об'єкти. В системі розроблені спеціальні інтерфейси для поєднання місцевих та національних даних радіологічного моніторингу, вимірів метеорологічних параметрів та систем чисельного прогнозу погоди, а також для адаптації баз даних до місцевих, регіональних та національних умов в Європі.

З самого початку система RODOS включала гідромодуль [281], чії компоненти (одновимірна модель RIVTOX, двовимірна модель COASTOX і тривимірна модель THREETOX) забезпечували можливість прогнозування короткострокового переносу радіонуклідів у різних водоймах: річках, озерах, водосховищах, лиманах і прибережних зонах морів. Проте після аварії на АЕС Фукусіма-1 виникла необхідність розширити гідромодуль камерною моделлю POSEIDON-R для прогнозування довгострокового переносу радіонуклідів у морському середовищі, у тому числі в морських організмах [154, 155]. Для цього було розроблено процедуру автоматичної передачі даних атмосферного випадіння на поверхню моря, розрахованого Модулем атмосферного переносу, як джерела радіоактивності в моделі POSEIDON-R у рамках системи RODOS. Для розрахунку морського забруднення в результаті річкового стоку, модель POSEIDON-R була

поєднана з одновимірною моделлю переносу радіонуклідів по річковій мережі RIVTOX.

Одним із основних результатів дисертаційної роботи є інтеграція камерної моделі POSEIDON-R у систему RODOS. Процес інтеграції включає організацію моделі у форму плагіну (необов'язкового програмного компоненту), що незалежно компілюється та динамічно підключається до основної системи для розширення її функціональності, розробку інтерфейсу моделі, через який користувач міг би ставити певні завдання і отримувати результати розрахунків, внесення параметрів моделі до бази даних системи. Для прикладу, на головній панелі “General” моделі POSEIDON-R (рис. 7.1), яка виникає при запуску моделі в системі RODOS, користувачу пропонується вибрати область моделювання з випадаючого списку.

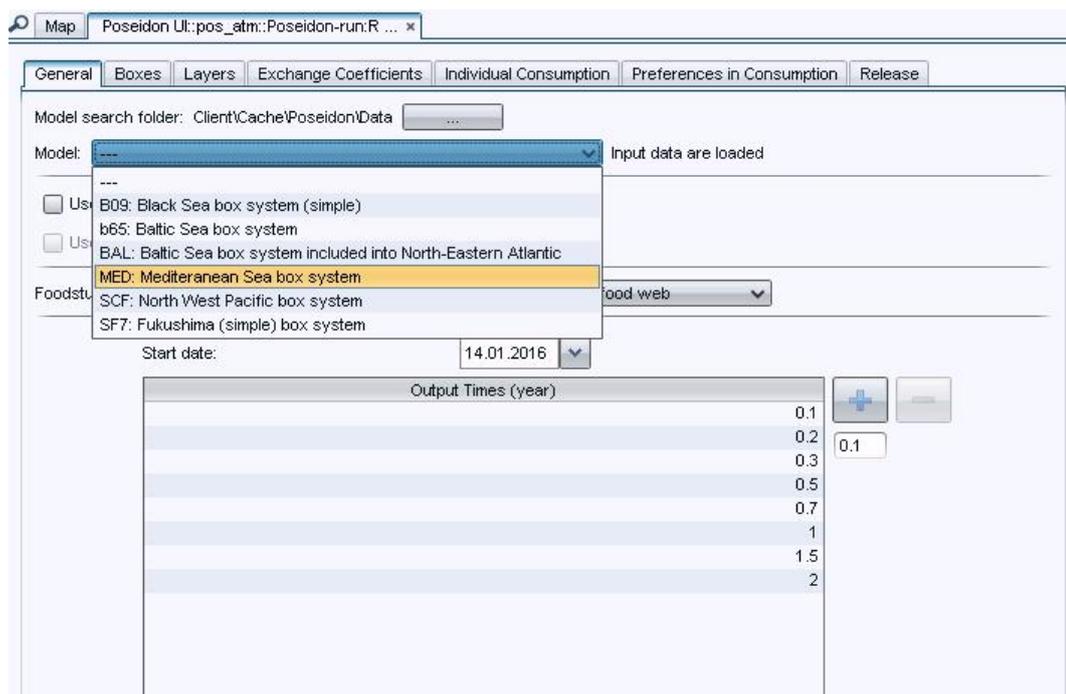


Рисунок 7.1 – Головна панель користувача моделі POSEIDON-R в інтерфейсі системи RODOS

Для кожної з даних областей визначені всі необхідні для розрахунку параметри і проведена перевірка правильності роботи моделі, що детально описано в попередніх розділах роботи. Після вибору області для моделювання, автоматично заповнюються інформацією з бази даних інші панелі. Користувач може їх

переглядати та редагувати за необхідності. Зокрема, панель “Boxes” містить властивості всіх камер з обраної області моделювання, панель “Layers” – кількість вертикальних шарів та їхня товщина, панель “Exchange coefficients” – потоки води між камерами, панель “Individual Consumption” – величину споживання морепродуктів людиною за рік, панель “Preferences in Consumption” – співвідношення між різними типами риби при їхньому споживанні. В панелі “Release” користувач може самостійно задати джерело радіоактивності в певну камеру області моделювання.

Послідовність дій, необхідних для ініціалізації певної конфігурації моделі POSEIDON-R через інтерфейс системи RODOS, а також методи внесення в модель джерела забруднення, проведення розрахунку та перегляду отриманих результатів, описана в додатку Ж.

7.1.1 Адаптація атмосферного випадіння як джерела забруднення в моделі POSEIDON-R на прикладі радіаційного інциденту на узбережжі Середземного моря в 1998 році

30 травня 1998 року на сталеливарному заводі Асерінох, що знаходиться на півдні Іспанії, було випадково розплавлено матеріал, який містив ^{137}Cs . Дана речовина потрапила на завод з партією брухту. За приблизними оцінками її активність складала 100 Ки (3,7 ТБк). Враховуючи метеорологічні умови того часу, значна частина радіоактивності розповсюдилася в атмосфері над Середземним морем і випала на його поверхню. В рамках системи RODOS був розрахований атмосферний перенос та випадіння радіоактивного ^{137}Cs , яке було автоматично використане як джерело забруднення в моделі POSEIDON-R.

Система RODOS включає кілька моделей атмосферного переносу: локальну модель LSMC [282], що бере за основу дані моделей ATSTEP [283], RIMPUFF [284], DIPCOT [285] чи LASAT [286], а також глобальну модель MATCH [287]. У даному

випадку атмосферний перенос забруднення розраховувався з використанням моделі MATCH. Джерело забруднення в моделі задавалося на висоті 183 м (висота труби заводу) і тривалістю 1 год. Вважалося, що викид радіоактивності почався о 1 годині ночі за місцевим часом 30 травня 1998 року. Величина загальної активності, що потрапила в атмосферу була оцінена на рівні $1,85 \cdot 10^{12}$ Бк. При моделюванні розглядався рівномірний витік ^{137}Cs інтенсивністю $5,14 \cdot 10^8$ Бк/с.

Розрахунок атмосферного переносу і випадіння ^{137}Cs проводився для періоду часу з 01:00 30 травня по 00:00 7 червня 1998 року. Для моделювання використовувались метеорологічні умови на основі історичних даних реаналізу Державної метеорологічної агенції Іспанії. Результатом розрахунків є атмосферне випадіння (сухе та вологе) радіонукліда на підстилаючу поверхню (рис. 7.2) у вигляді двовимірних полів густини загального випадіння [Бк/м²]. Після цього отримане випадіння, що потрапило на поверхню Середземного моря, було автоматично інтерпольоване на камери моделі POSEIDON-R з прив'язкою до географічних координат. Оскільки камери моделі POSEIDON-R значно більші, ніж комірки розрахункової сітки моделі атмосферного переносу, то величина випадіння радіонукліда на поверхню кожної камери розраховується як сума зважених випадіннь всіх комірок сітки атмосферної моделі, що потрапляють на площу камери [155].

Таким чином, значення густини випадіння на кожну камеру моделі POSEIDON-R [Бк/м²] переводяться на потоки радіонукліда [Бк/рік] з врахуванням параметрів камер. З цією метою знаходиться загальне випадіння радіонукліда на поверхню камери [Бк], яке ділиться на тривалість даного випадіння:

$$r = \frac{v \cdot S}{t_n - t_0}, \quad (7.1)$$

де r – потік випадіння на поверхню камери, v – густина випадіння, отримана інтерполяцією з розрахункової сітки моделі атмосферного переносу, $S = V/D$ – площа поверхні камери, що розраховується на основі даних моделі про об'єм V і

середню глибину D камери, t_0 і t_n – моменти часу початку і кінця розрахунку атмосферою моделлю, відповідно.

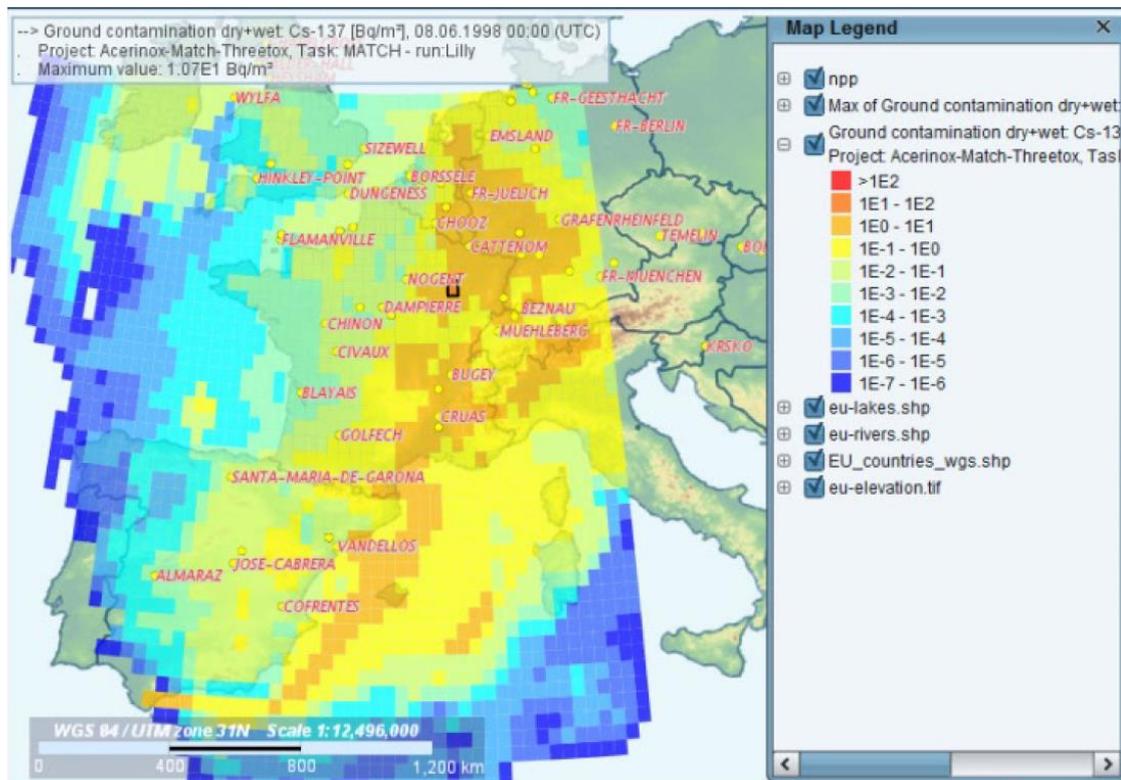


Рисунок 7.2 – Сумарне атмосферне випадіння, розраховане моделлю MATCH

На рис. 7.3 показаний розподіл концентрації ^{137}Cs у поверхневому шарі води в червні 1998 року, розрахований моделлю POSEIDON-R. Фактично це та концентрація, яка була спричинена атмосферним випадінням, оскільки вона відповідає 7 дням після закінчення випадіння, а за цей час могли відбутися лише незначні зміни в забрудненні морського середовища. Таким чином, рисунки 7.2 і 7.3 ілюструють як атмосферне випадіння, отримане моделлю MATCH, стало джерелом забруднення для моделі POSEIDON-R у рамках системи RODOS.

Варто відмітити, що в даному моделюванні не враховувалася фонові концентрація ^{137}Cs , яка була в Середземному морі станом на 1998 рік. Тому представлені на рисунку значення концентрацій на 2-3 порядки нижчі, ніж відповідні фонові концентрації ^{137}Cs у Середземному морі, які сформувалися в минулому столітті в результаті глобального атмосферного випадіння після

випробувань атомної зброї (див. розділ 5.1). Тобто, в дійсності, забруднення Середземного моря в результаті даного інциденту залишилося непоміченим на фоні існуючого забруднення моря.

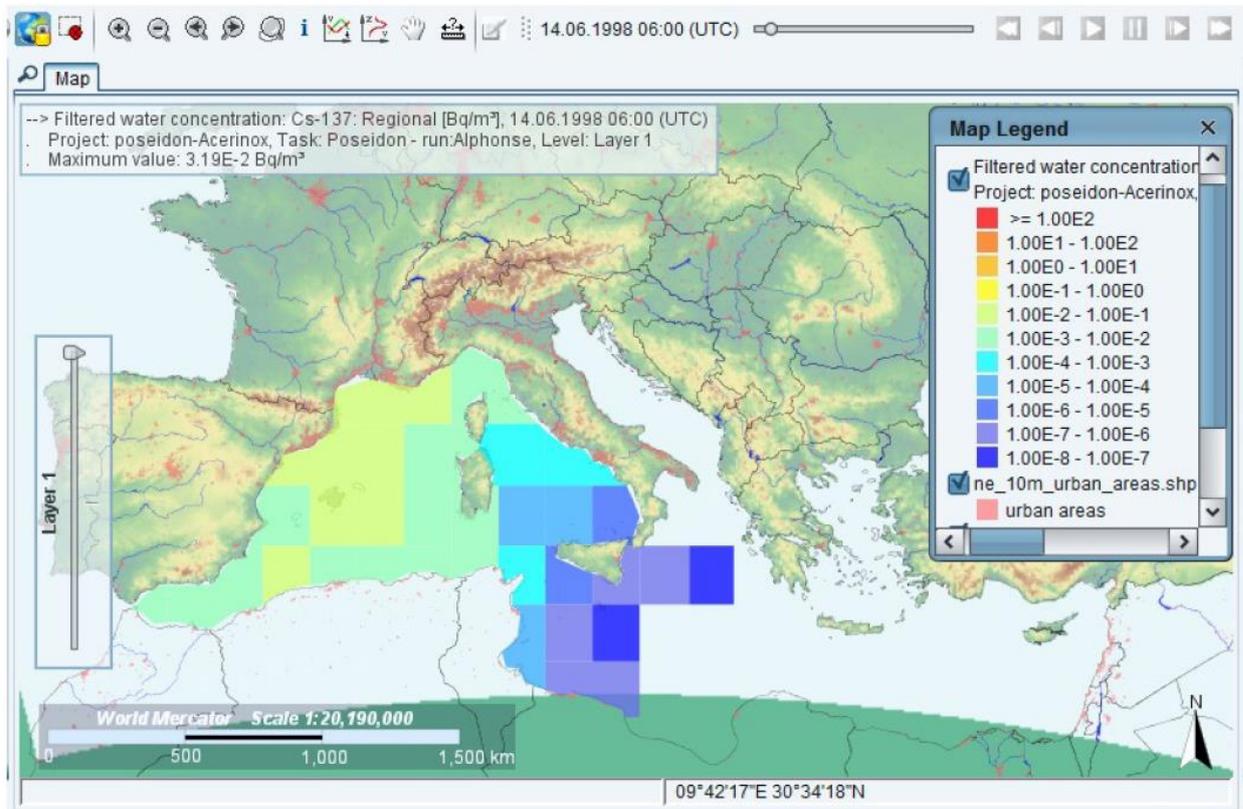


Рисунок 7.3 – Поверхнева концентрація ^{137}Cs у червні 1998 року, розрахована моделлю POSEIDON-R

7.1.2 Адаптація річкового витоку як джерела забруднення в моделі POSEIDON-R

Існує небагато реальних прикладів радіоактивного забруднення навколишнього середовища, які можна було б відтворити за допомогою моделювання. Тому часто доводиться розглядати випадки умовного забруднення, які здатні показати можливості розробленої моделі чи, в даному випадку, системи

RODOS. Нижче приводиться опис умовної аварії, яка спричинила радіаційне забруднення басейну р. Вісла. Згідно зі сценарієм, у результаті аварії на дослідницькому реакторі Інституту атомної енергії в м. Шверк-Отвоцк (Польща) в атмосферу потрапили радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr [54]. За допомогою локальної моделі атмосферного переносу LSMC було розраховане випадіння радіонуклідів на поверхню землі. На основі цих даних був проведений розрахунок змиву активності з поверхні землі в річкову систему Вісли моделлю RETRACE [288] та його переносу в Чорне море моделлю RIVTOX [289]. У рамках системи RODOS дані моделі поєднані таким чином, що результати розрахунків однієї передаються в іншу в якості вхідних даних.

Отже, результати розрахунків моделі RIVTOX у вигляді концентрації радіонукліда у воді [Бк/м³] і величини розходу води в гирлі річки [м³/с] у кожний розрахунковий момент часу зберігаються в системі RODOS і трансформуються в потік радіонуклідів [Бк/рік] для моделі POSEIDON-R:

$$f = \frac{\sum_i C_{w,i} \cdot g_i \cdot \Delta t}{t_n - t_0}, \quad (7.2)$$

де f – потік активності в камері, C_w – концентрація радіонукліда у воді на розрахунковому кроці i , g – величини розходу води в гирлі річки на розрахунковому кроці i , Δt – часовий крок у моделі RIVTOX.

Отриманий потік активності f передається в модель POSEIDON-R у вигляді джерела радіонукліда у відповідній камері, в якій географічно знаходиться гирло річки. Після цього моделюється довгостроковий перенос радіонукліда в морському середовищі (воді, донних відкладеннях і морських організмах). На рис. 7.4 показана розрахована концентрація ^{137}Cs у хижій рибі в Балтійському морі, яка сформувалася в результаті витоку активності з р. Вісла в рамках описаного сценарію. Знову ж таки, значення отриманих концентрацій на кілька порядків менші від фонових значень, які сформувалися в Балтійському морі в результаті атмосферного випадіння

спричиненого випробуваннями атомної зброї та аварією на Чорнобильській АЕС (див. розділ 5.2). Інший приклад реалізації моделі POSEIDON-R в такій постановці в рамках системи RODOS більш детально описаний нижче.

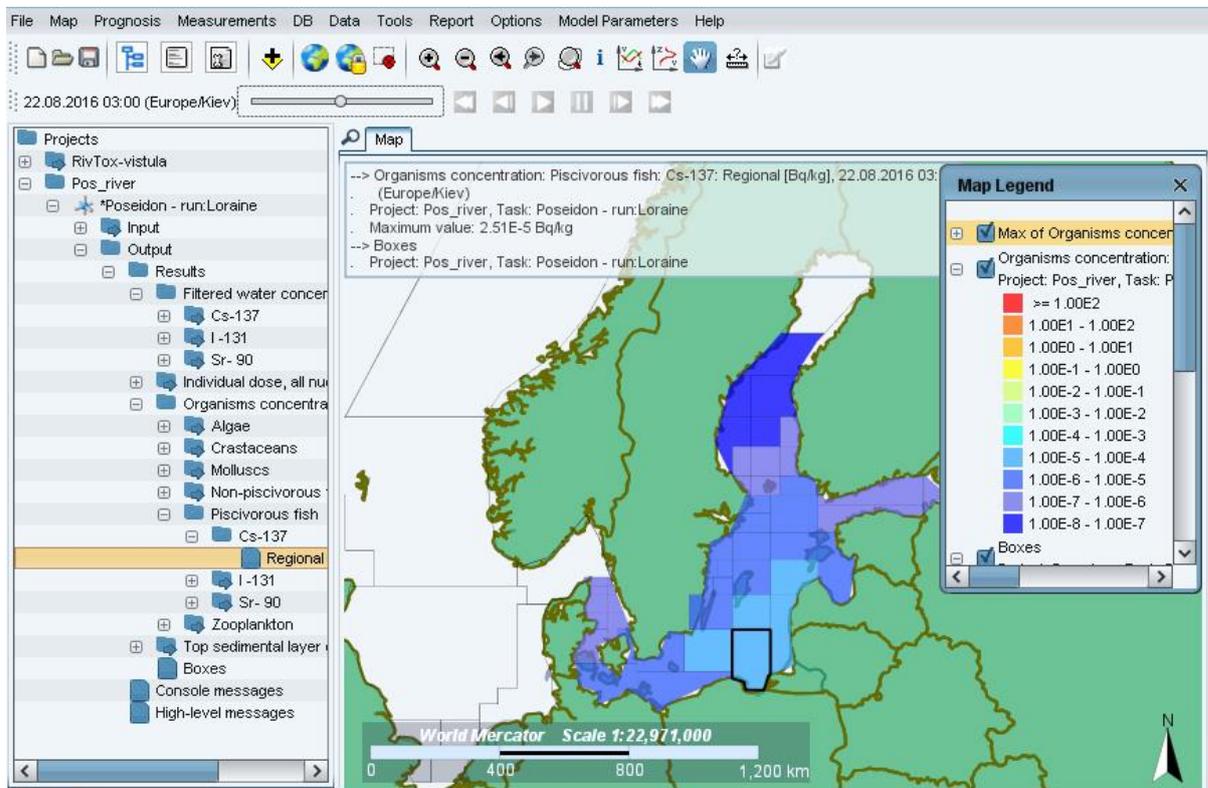


Рисунок 7.4 – Концентрація ^{137}Cs у хижій рибі, розрахована моделлю POSEIDON-R. Чорним прямокутником обведена камера з максимальною концентрацією; в ній знаходиться гирло р. Вісла

7.1.3 Застосування ланцюжка моделей системи RODOS до умовної радіаційної аварії на р. Дунай

АЕС Чорнавода (Румунія) розміщена практично на березі р. Дунай на відстані близько 60 км від м. Констанца, яке знаходиться на узбережжі Чорного моря. Це найближча атомна електростанція до Чорного моря. В цьому місці Дунай має досить

розгалужену річкову сітку. В Чорне море (камера 105 в моделі POSEIDON-R) впадають три основні рукави: Кілійський, Сулинський і Святого Георгія, через які може потрапити забруднена радіонуклідами вода. Також безпосередньо від АЕС Чорнавода проведений канал Дунай – Чорне море (витік каналу потрапляє в камеру 95 моделі POSEIDON-R). Система камер Чорного моря в моделі POSEIDON-R розглядалася в розділі 4 (рис. 4.1).

Згідно зі стресовим сценарієм, на АЕС Чорнавода відбувся умовний атмосферний викид радіоактивного ^{90}Sr загальної активності $2,7 \cdot 10^{12}$ Бк. Модель атмосферного переносу LSMC в рамках системи RODOS розраховувала перенос і випадіння ^{90}Sr на поверхню землі [155]. На основі цих даних був проведений прогноз на 2 місяці змиву радіонукліда з поверхні землі в річкову систему моделлю RETRACE та його переносу в Чорне море моделлю RIVTOX. Величина опадів у вигляді дощу була прийнята на рівні 2 мм/день. Загальна кількість ^{90}Sr , що витекла в Чорне море по кожному рукаву, представлена в табл. 7.1. Ці дані були використані як джерело радіоактивності в моделі POSEIDON-R.

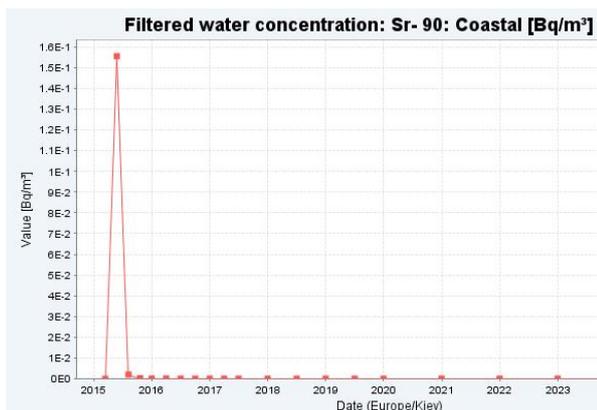
Таблиця 7.1 – Загальна кількість ^{90}Sr , розрахована моделлю RIVTOX, яка витекла в Чорне море по кожному з рукавів р. Дунай протягом 2 місяців

Рукав	Кілійський	Сулинський	Святого Георгія	канал Дунай – Чорне море
^{90}Sr [Бк]	$0,43 \cdot 10^9$	$0,41 \cdot 10^9$	$0,36 \cdot 10^9$	$2,9 \cdot 10^9$
Всього витекло $4,1 \cdot 10^9$ Бк				

Для детального опису довготермінового переносу забруднення у воді, донних відкладеннях і морських організмах у найбільш забрудненій прибережній області в моделі POSEIDON-R була створені додаткова камера навколо витоку каналу Дунай – Чорне море. Ця прибережна камера обмінюється водою з зовнішньою морською камерою 95. Її розміри становлять 20×10 км, а величина обміну водою з морською камерою – $50 \text{ км}^3/\text{рік}$. У розрахунках не розглядався фоновий рівень

радіоактивного забруднення Чорного моря в результаті глобального атмосферного випадіння всередині минулого століття і аварії на Чорнобильській АЕС (див. розділ 4). Тому всі результати відповідають випадку потрапляння радіонукліда в “чисте” море.

Згідно з результатами моделювання, концентрація ^{90}Sr у воді в прибережній камері досягне максимуму приблизно через 2 місяці після витоку і ще 4 місяці буде потрібно для її зменшення до передаварійного рівня за рахунок розчинення у водах Чорного моря (рис. 7.5 а). Концентрація в донних відкладеннях досягне максимуму через 6 місяців після витоку і буде дуже повільно знижуватися протягом наступних років (рис. 7.5 б). Це означає, що забруднення донних відкладень може залишатися протягом тривалого часу і впливати на донні організми. Проте значення отриманих концентрацій є надзвичайно низькими у порівнянні з існуючим забрудненням Чорного моря. Згідно з останніми вимірами [169], концентрація ^{90}Sr у Чорному морі становила близько $10 \text{ Бк}/\text{м}^3$ у воді і $0,3\text{-}0,6 \text{ Бк}/\text{кг}$ у донних відкладеннях. Це означає, що витік активності при розглянутому сценарії аварійної ситуації на АЕС Чорнавода призведе до настільки незначного підвищення концентрації у порівнянні з фоновими значеннями, що його неможливо буде зафіксувати.



а)



б)

Рисунок 7.5 – Розраховані значення концентрації ^{90}Sr у воді (а) і донних відкладеннях (б) в прибережній камері

Згідно з розрахунками, концентрація ^{90}Sr в нехижій рибі (рис. 7.6 а) досягне максимуму через 4 місяці після витоку, тоді як загальний час, протягом якого спостерігатимуться підвищені концентрації радіонукліда, становить 2-3 роки. Концентрація в хижій пелагічній рибі (рис. 7.6 б) досягне максимуму через рік після витоку, а підвищені значення концентрації матимуть місце протягом 5 років. Варто відмітити, що модель POSEIDON-R враховує, що ^{90}Sr накопичується в кістках риби. Оскільки час оновлення клітин кісток значно більший, ніж інших тканин риби, то ми отримуємо досить повільне затухання концентрації ^{90}Sr у рибі з часом. Для інших нуклідів (наприклад ^{137}Cs , який накопичується в м'язах) затухання буде швидшим. Аналогічно до води і донних відкладень, розраховані значення концентрацій ^{90}Sr у рибі є значно нижчими, ніж існуючі концентрації за рахунок попереднього забруднення [155].

Тобто, рівень забруднення прибережної області Чорного моря в результаті описаної умовної аварії на АЕС Чорнобода буде в 100-1000 разів меншим від існуючих концентрацій радіоактивного ^{90}Sr у морському середовищі. Дані оцінки наведені для прибережної області безпосередньо навколо гирла Дунаю. У відкритому морі вплив такого роду аварії буде ще менший.

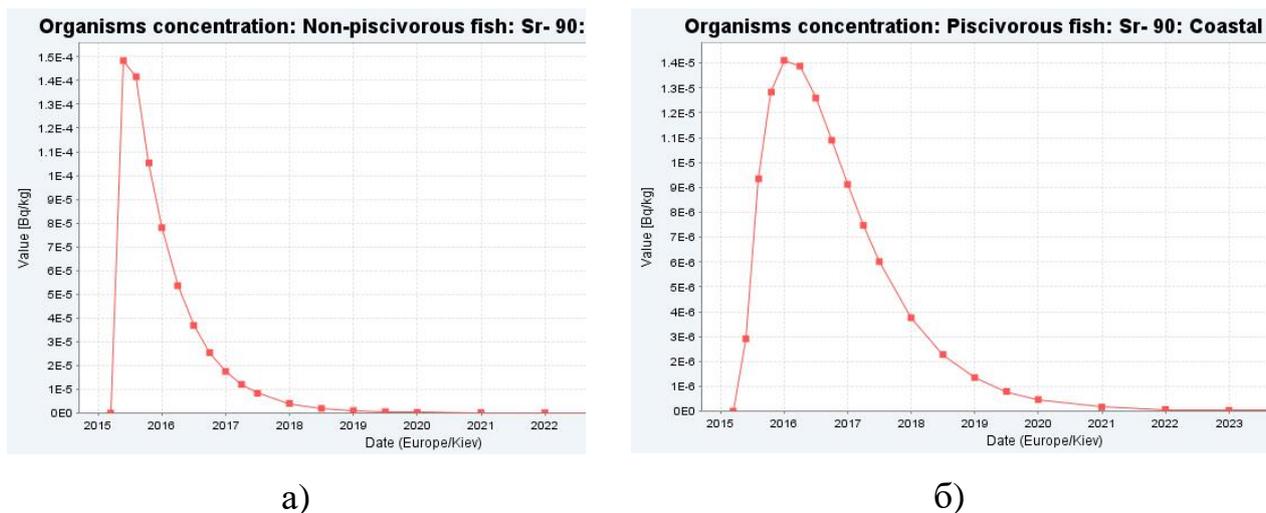


Рисунок 7.6 – Розраховані значення концентрації ^{90}Sr у нехижій (а) і хижій (б) пелагічній рибі в прибережній камері

На рис. 7.7 зображені поверхневі поля концентрації ^{90}Sr у воді в різні моменти часу, розраховані моделлю POSEIDON-R. Як і графіки на рис. 7.5 і 7.6, дані поля концентрацій побудовані під оболонкою системи RODOS. На рис. 7.7 а видно початкову область забруднення біля витоку р. Дунай і каналу Дунай – Чорне море, яке поступово розчиняється і переноситься на схід. Через два роки (рис. 7.7 б) північно-західна частина Чорного моря починає очищуватися за рахунок притоку чистої води з річок Дніпра і Дунаю [155].

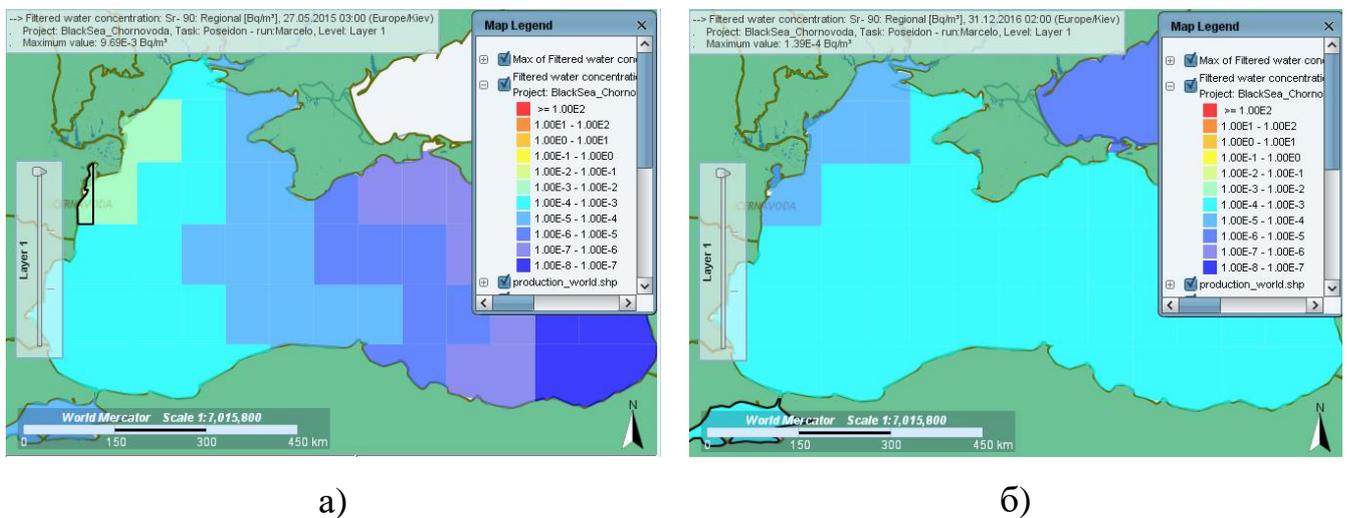


Рисунок 7.7 – Поверхневі поля концентрації ^{90}Sr у воді в перші місяці після забруднення (а) і через два роки (б)

Ще одним результатом моделі POSEIDON-R є розрахунок дози внутрішнього опромінення за рахунок споживання морепродуктів для визначення необхідності застосування контрзаходів у рамках системи RODOS. Для нашого прикладу з умовним викидом радіоактивного ^{90}Sr з АЕС Чорнобова отримані дози (рис. 7.8) є надзвичайно малими навіть для найбільш забрудненої прибережної камери. Відповідно до норм МАГАТЕ допустимою дозою для населення вважається 1000 мкЗв/рік [12]. Тобто, згідно з оцінками, отриманими в результаті розрахунків моделі POSEIDON-R в рамках системи RODOS, можна сказати, що даний тип умовної аварії на АЕС Чорнобова не є небезпечним ні для морського середовища, ні для людини [155].

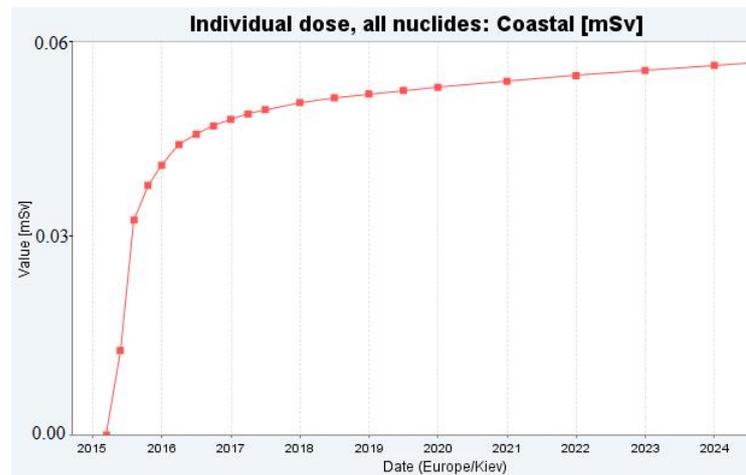


Рисунок 7.8 – Інтегральна індивідуальна доза внутрішнього опромінення (в мікроЗівертах) за рахунок споживання морепродуктів для прибережної камери

7.2 Модуль оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в системі RODOS

Радіонукліди, які потрапляють у поверхневу водну систему, також формують певну дозу опромінення населення як за рахунок присутності в питній воді, так і внаслідок переносу через прісноводні ланцюжки живлення. Для опису даних шляхів опромінення в систему RODOS була інтегрована модель FDMA (Foodchain and Dose Model – Aquatic), програмний код якої відновлювався згідно з наявною документацією [290].

Основним завданням моделі FDMA є розрахунок переносу радіонуклідів по прісноводних ланцюжках живлення через забруднену воду, а також розрахунок доз опромінення, отриманих населенням завдяки споживанню продуктів харчування рослинного і тваринного походження. За допомогою даної моделі можна дати оцінку радіологічній ситуації на момент моделювання, здійснити прогноз на майбутнє та забезпечити даними модуль контрзаходів. Основними шляхами

забруднення продуктів харчування, які розглядаються в моделі, є: 1) потрапляння радіонуклідів у рослини через їхній полив (зрошення); 2) потрапляння радіонуклідів у тварини через споживання рослин і води; 3) споживання людьми продуктів рослинного і тваринного походження, а також води і риби.

Вхідними даними моделі є концентрація радіонуклідів у воді на територіях сільськогосподарського виробництва і територіях проживання, яка є вихідною інформацією гідромодуля системи RODOS. У моделі розглядаються процеси переносу радіонуклідів по прісноводних ланцюжках живлення згідно зі схемою, зображеною на рис. 7.9. Для цього використовуються дані про зрошення рослин, дані про споживання води, риби і продуктів харчування, дані про споживання води і рослин тваринами та ін.

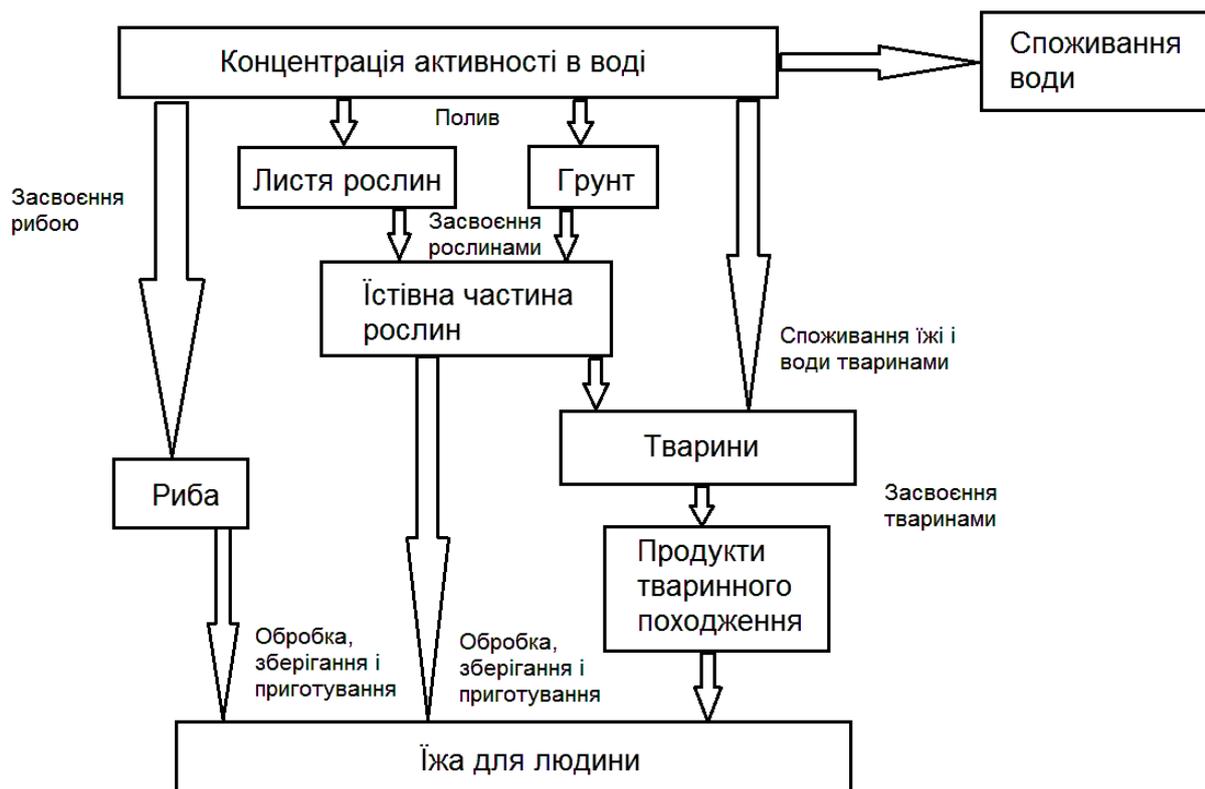


Рисунок 7.9 – Схема переносу радіонуклідів по ланцюжках живлення в моделі FDMA

Засвоєння радіонуклідів рослинами відбувається в результаті їхнього зрошення забрудненою водою. При цьому для кожного типу рослин необхідно

вказати режим зрошення, тобто початок і кінець сезону зрошення, проміжок часу між послідовними зрошеннями та кількість води, що використовується при кожному поливі. В якості результату потрібно отримати концентрацію радіонуклідів у рослині на момент урожаю, яка потім перераховується у відповідну концентрацію в продуктах харчування людини чи в кормах для свійських тварин. У моделі забруднення рослин в момент урожаю враховує безпосереднє забруднення листя і перенос активності з ґрунту через кореневу систему:

$$C_i(t) = C_{i,l}(t) + C_{i,r}(t), \quad (7.3)$$

де $C_i(t)$ – загальне забруднення рослин типу i , $C_{i,l}(t)$ – забруднення рослин типу i через листя, $C_{i,r}(t)$ – забруднення рослин типу i через кореневу систему.

Концентрація радіонуклідів, що потрапили в рослину через листя, $C_{i,l}$ на момент урожаю визначається як сума забруднень рослини під час кожного зрошення з врахуванням втрат активності за рахунок вивітрювання (вітер, дощ) і радіоактивного розпаду:

$$C_{i,l} = \sum_{n=1}^{N_{irr}} \frac{A_{i,n}}{Y_i} \cdot \exp(-(\lambda_w + \lambda_r) \cdot \Delta t_n), \quad (7.4)$$

де N_{irr} – кількість поливів, $A_{i,n}$ – інтенсивність забруднення (Бк м⁻²) рослин типу i при n -ному поливі, Y_i – урожайність (кг м⁻²) рослин типу i , λ_w – втрати завдяки вивітрюванню (д⁻¹), λ_r – втрати за рахунок радіоактивного розпаду (д⁻¹), Δt_n – проміжок часу між n -ним поливом і урожаєм (д).

При оцінці забруднення рослин через кореневу систему вважається, що концентрація радіонуклідів однорідна у всій кореневій зоні. Перехід радіонуклідів із ґрунту в рослину розраховується через коефіцієнт переносу TF_i , який визначає співвідношення концентрації радіонуклідів у рослині і в ґрунті:

$$C_{i,r} = TF_i \sum_{n=1}^{N_{irr}} \frac{A_{s,n}}{L \cdot d} \cdot \exp(-(\lambda_s + \lambda_f + \lambda_r) \cdot \Delta t_n), \quad (7.5)$$

де $A_{s,n}$ – інтенсивність забруднення ґрунту (Бк м⁻²) при n -ному поливі, L – глибина кореневої зони (м), d – густина ґрунту (кг м⁻³), λ_s – втрати за рахунок міграції радіонуклідів з кореневої зони (д⁻¹), λ_f – втрати за рахунок зв'язування радіонуклідів у ґрунті (д⁻¹).

Забруднення продуктів тваринного походження (молоко, м'ясо, яйця) є наслідком засвоєння тваринами радіонуклідів через споживання забрудненої води і рослин. Кількість радіонуклідів, отриманих тваринами завдяки споживанню води розраховується на основі залежної від часу концентрації радіонуклідів у воді (що надходить в модель з гідромодуля системи RODOS) і величини споживання води тваринами:

$$A_{fw,m}(t) = C_w(t) \cdot I_{fw,m}, \quad (7.6)$$

де $A_{fw,m}(t)$ – отримана тваринами виду m активність радіонукліда (Бк д⁻¹) у момент часу t , $C_w(t)$ – концентрація радіонукліда у воді (Бк л⁻¹) в момент часу t , $I_{fw,m}$ – величина споживання води (л д⁻¹) тваринами виду m .

Кількість радіонуклідів, отриманих тваринами завдяки споживанню рослин, забруднених у результаті зрошення, розраховується на основі концентрації радіонуклідів у різних типах рослин і величини їхнього споживання тваринами:

$$A_{a,m}(t) = \sum_{k=1}^{K_m} C_k(t) \cdot I_{k,m}, \quad (7.7)$$

де $A_{a,m}(t)$ – отримана тваринами виду m активність радіонукліда (Бк д⁻¹) у момент часу t , K_m – кількість різних типів рослин, які споживають тварини виду m ,

$C_k(t)$ – концентрація радіонукліда (Бк кг⁻¹) у рослинах типу k , $I_{k,m}$ – величина споживання (кг д⁻¹) рослин типу k тваринами виду m .

Розрахунок концентрації радіонуклідів у конкретних продуктах тваринного походження описується за допомогою рівноважного коефіцієнта переносу TF_m з організму тварини в дані продукти і двох експонент, які відповідають біологічному часу життя відповідних продуктів:

$$C_m(T) = TF_m \cdot \sum_{j=1}^J \left\{ a_{m,j} \cdot \int_0^T A_{a,m}(t) \cdot \lambda_{b,mj} \cdot \exp\left[-(\lambda_{b,mj} + \lambda_r)(T-t)\right] dt \right\}, \quad (7.8)$$

де $C_m(T)$ – концентрація радіонукліда (Бк кг⁻¹) у продукті m в момент часу T , TF_m – коефіцієнт переносу (д кг⁻¹) для продукту m , J – кількість біологічних швидкостей переносу, $a_{m,j}$ – частка j -того переносу, $\lambda_{b,mj}$ – біологічний час напівжиття продукту m для j -того переносу (д⁻¹).

Розраховані концентрації радіонуклідів для продуктів тваринного походження відносяться до сирих продуктів, а для продуктів рослинного походження – до продуктів на момент урожаю. Для перерахунку цих значень у забруднення продуктів харчування потрібно враховувати процеси обробки і приготування, а також час зберігання. Отже, концентрація радіонуклідів у продуктах харчування розраховується з концентрації в сирих продуктах таким чином

$$C_k(t) = C_{k0}(t - t_{pk}) \cdot P_k \cdot \exp(-\lambda_r \cdot t_{pk}), \quad (7.9)$$

де $C_k(t)$ – концентрація радіонукліда (Бк кг⁻¹) у продукті k , готовому до споживання в момент часу t , $C_{k0}(t)$ – концентрація радіонукліда (Бк кг⁻¹) в сирому продукті в момент часу t , P_k – коефіцієнт обробки для продукту k , t_{pk} – час обробки і зберігання (д) для продукту k .

Останнім етапом моделі є розрахунок доз опромінення за рахунок споживання забрудненої їжі, води та риби. Отже, індивідуальна доза від споживання продуктів харчування $D_{ing,p}$ на момент часу T розраховується як

$$D_{ing,p}(T) = g_{ing} \int_0^T \sum_{k=1}^K C_k(t) \cdot V_k(t) dt, \quad (7.10)$$

де g_{ing} – дозовий коефіцієнт, залежний від віку людини (Зв Бк⁻¹), K – кількість продуктів харчування в раціоні людини, $V_k(t)$ – величина споживання (кг д⁻¹) k -того продукту.

Доза опромінення за рахунок споживання питної води розраховується як

$$D_{ing,w}(T) = g_{ing} \int_0^T C_w(t) \cdot V_w(t) dt, \quad (7.11)$$

де V_w – величина споживання питної води (л д⁻¹).

Аналогічно розраховується доза опромінення за рахунок споживання риби:

$$D_{ing,f}(T) = g_{ing} \int_0^T C_w(t) \cdot CF \cdot V_{fish}(t) \cdot P_{fish} dt, \quad (7.12)$$

де CF – концентраційний фактор риби відносно води (л кг⁻¹), V_{fish} – величина споживання риби (кг д⁻¹), P_{fish} – коефіцієнт обробки риби.

Для розрахунку колективних доз опромінення для деякого регіону чи населеного пункту використовуються формули (7.10 – 7.12), помножені на кількість населення, із значенням дозового коефіцієнта g_{ing} для дорослих.

Деякі значення параметрів в формулах (7.4 – 7.12) можуть бути стандартними, тоді як інші – залежати від кліматичних умов у тому чи іншому регіоні чи особливостей раціону населення. На території України виділяють 5 радіоекологічних регіонів (рис. 7.10): Полісся (1), Лісо-степ (2), Степ (3), Карпати

(4) і Крим (5). Кожен з цих регіонів характеризується однорідними радіоекологічними умовами, і для них в моделі використовуються однакові параметри. Вибір таких радіоекологічних регіонів, з відносно однорідними умовами, здійснюється на основі даних про режими сільського господарства, періоди росту рослин, часу урожаю, раціони домашніх тварин, структуру споживання продуктів харчування людей та ін.



Рисунок 7.10 – Радіоекологічні регіони України

(https://resy5.iket.kit.edu/RODOS/Overview/Docs/RODOS_Brochure.pdf)

Радіоекологічний регіон Полісся покриває північну і північно-західну частину України. Його площа займає близько 14,5% території України, клімат – вологий. На цій території переважають змішані ліси. Основними типами ґрунтів є торфові і глинисті. Центральну частину України займає Лісо-степовий радіоекологічний регіон. Його площа займає близько 42% території України, клімат – теплий і вологий. Основна рослинність – ліси, які перемежуються з трав'яним покривом. У північній і центральній частині регіону ґрунти з невеликим вмістом чорнозему, тоді як в південній частині регіону переважають чорноземи. Радіоекологічний регіон

Степ покриває південну частину України. Його площа займає близько 40% території України, клімат – теплий і сухий. Основною рослинністю є трав'яний покрив, основним типом ґрунтів – чорноземи.

Рівненська АЕС (РАЕС) і Хмельницька АЕС (ХАЕС) розташовані в радіоекологічному регіоні Полісся, тоді як Запорізька АЕС (ЗАЕС) і Южно-Українська АЕС (ЮУАЕС) розташовані в радіоекологічному регіоні Степ (рис. 7.10). Але при цьому ХАЕС і ЮУАЕС знаходяться практично на границі з радіоекологічним регіоном Лісо-степ. Тому параметри для даних з регіонів були зібрані, опрацьовані і внесені в систему RODOS. Це є одним з результатів дисертаційної роботи, який дозволив адаптувати систему RODOS в Україні. Значення параметрів моделі FDMA в системі RODOS приведені в таблицях додатку 3.

Для запуску моделі FDMA в системі RODOS з метою розрахунку концентрацій радіонуклідів у продуктах харчування та оцінки доз опромінення населення повинні бути отримані концентрації радіонуклідів у воді як вихідні дані моделей гідромодуля системи RODOS. Розрахунок моделі FDMA відбувається в різних, незалежних одна від одної, точках, які відповідають водозаборам питної води населених пунктів або зрошувальним каналам. У цих точках гідромодулем системи RODOS зберігається залежна від часу концентрація радіонуклідів у воді, яка і використовується в моделі FDMA.

Після ініціалізації моделі в системі RODOS користувачу необхідно обрати область розрахунку з бази даних. В Україні гідромодуль системи RODOS налаштований на р. Стир (Рівненська АЕС), р. Горинь (Хмельницька АЕС), р. Південний Буг (Южно-Українська АЕС) і Каховське водосховище (Запорізька АЕС). При цьому з бази даних завантажуються відповідні значення параметрів моделі, які відображаються в панелі користувача. Наприклад, на рис. 7.11 зображене вікно з точками водозабору та населенням різних населених пунктів, розміщених на березі Каховського водосховища. Змінюючи вікна на даній панелі можна переглянути інші параметри моделі, які збережені в базі даних. За потреби їх можна редагувати.

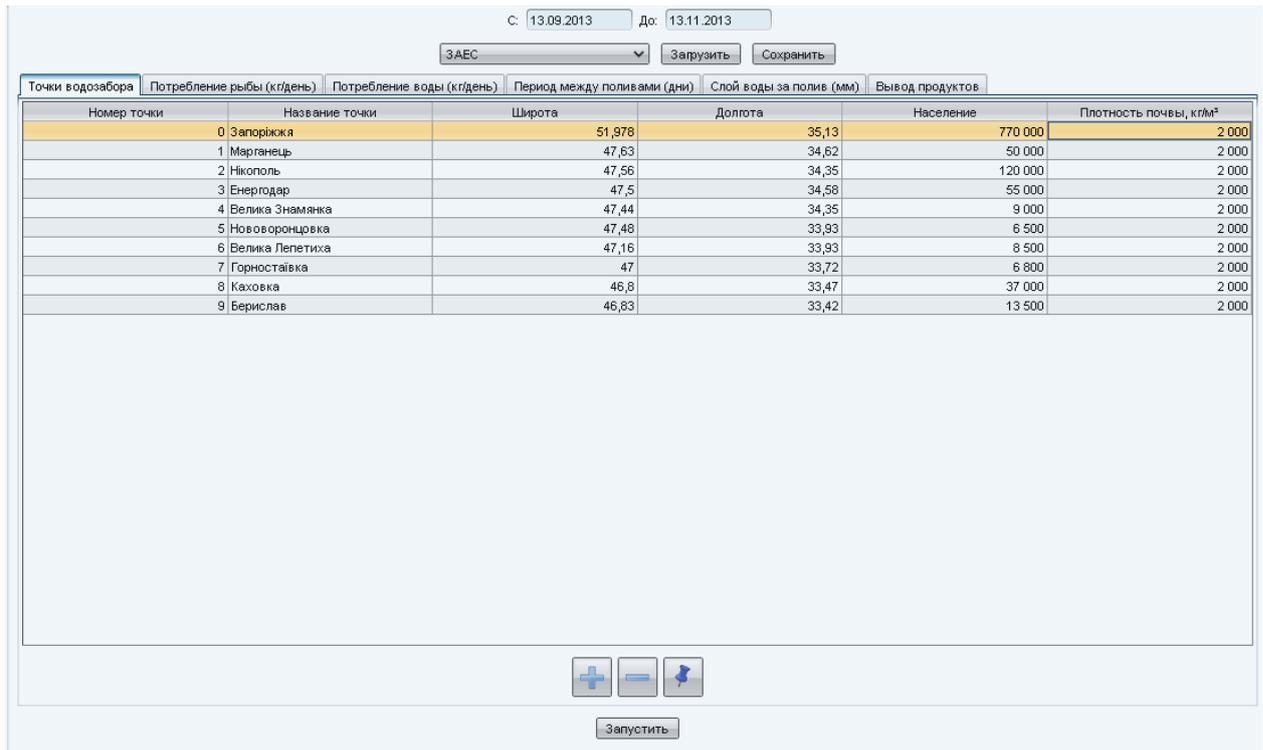


Рисунок 7.11 – Панель користувача моделі FDMA в інтерфейсі системи RODOS для Каховського водосховища

Після перевірки всіх параметрів користувач клікає мишкою на кнопку “запустити”, розпочинаючи розрахунки. Практично миттєво формується меню результатів, яке містить розраховані значення концентрації радіонуклідів у кожній розрахунковій точці, а також дози опромінення окремо від споживання питної води, риби і продуктів харчування та сумарні дози опромінення. Результати розрахунків представлені у графічному і текстовому вигляді. Аналізуючи дози від кожного з шляхів опромінення, можна приймати рішення про застосування контрзаходів.

7.3 Використання результатів моделювання для підтримки прийняття рішень у системі RODOS

Основним завданням системи з підтримки прийняття рішень у випадку ядерної аварії є забезпечення комплексної інформації на локальному, регіональному

і національному рівнях протягом усіх фаз аварійної ситуації. Важливою властивістю такої системи є проведення підготовки персоналу при відпрацюванні різних сценаріїв можливої аварії, що дозволяє діяти більш впевнено і професійно при реальних аварійних ситуаціях у майбутньому. У випадку реальної події система надасть необхідну інформацію про викиди та забруднення навколишнього середовища, а також здійснить прогноз потенційного впливу на здоров'я людей і стан сільського господарства. Вона також може допомогти особам, які приймають рішення, оцінити економічні наслідки такої події при застосуванні різних контрзаходів і без них.

Моделі переносу, які є складовою частиною системи RODOS, надають прогноз розповсюдження радіонуклідів в атмосфері і у водному середовищі. Інші моделі забезпечують оцінку змін з часом рівнів радіаційного забруднення населених і сільськогосподарських районів. Моделі переносу активності по ланцюжках живлення розраховують забруднення наземних і водних організмів, які формують раціон харчування людини. Дозові моделі здійснюють оцінку індивідуальних та колективних доз, отриманих населенням від різних шляхів опромінення, без застосування контрзаходів і з ними.

У системі RODOS розділяється “рання” і “пізня” фази радіаційної аварії. Рання фаза включає період, протягом якого відбувається викид радіонуклідів у навколишнє середовище, а також їхнє випадіння з атмосфери. Вважається, що рання фаза радіаційної аварії закінчується коли припиняється потрапляння радіоактивних речовин на землю чи у воду. Найчастіше її тривалість складає від кількох днів до кількох тижнів. Можливими контрзаходами для зменшення доз опромінення, що виникають протягом ранньої фази, є евакуація, побудова укриття і вживання таблеток стабільного йоду. Система RODOS вказує області, де індивідуальна доза перевищуватиме допустимі рівні, а також оцінює ефективність контрзаходів, тобто який вплив на дозу матиме їхнє застосування.

Пізня фаза радіаційної аварії відповідає періоду часу, протягом якого забруднені області повернуться до нормального стану без будь-яких обмежень для проживання людей, ведення сільського господарства чи вилову риби та інших

водних організмів. З цією метою застосовуються контрзаходи, які повинні наблизити цей час. Тут також здійснюється оцінка ефективності контрзаходів, яка полягає у відношенні кількості затрачених коштів до величини зменшення забруднення чи отриманих доз опромінення. Наприклад, можуть вживатися заходи по обмеженню виробництва та експорту певних продуктів харчування з деякої області, їхньому вилученню з продажу, а також у деяких змінах при веденні сільського господарства. При цьому система оцінює економічні втрати, до яких це призведе, та рекомендує оптимальну стратегію застосування контрзаходів. Така стратегія, як правило, відповідає оптимальному поєднанню затрачених ресурсів і часу, протягом якого дози опромінення населення повернуться до допустимих рівнів. Стратегія може бути різною в залежності від того, що є найбільш важливим у кожному конкретному випадку: зменшення колективної дози, величина затрачених коштів чи будь-які інші критерії.

Модель POSEIDON-R у системі RODOS відповідає за оцінку забруднення морського середовища (води, донних відкладень та морських організмів), отриманих доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення від споживання морепродуктів, перебування на узбережжі чи у воді, а також їхні зміни в часі за рахунок природних процесів чи внаслідок застосування контрзаходів. Описані явища відносяться до пізньої фази радіаційної аварії, в якій основним завданням є надання прогнозу коли забруднені області стануть безпечними для людини і морських організмів.

7.4 Включення моделі POSEIDON-R у платформу PREDО для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів

Для дослідження впливу регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів на навколишнє середовище і людину потрібно розглядати процеси переносу

радіоактивного забруднення та його взаємодії з екосистемою в області навколо цих об'єктів. Це пов'язано з тим, що величина цих викидів, як правило, невелика і їхній вплив може спостерігатись лише поблизу самого атомного об'єкта. При цьому необхідно брати до уваги перенос радіонуклідів в атмосфері і у водному середовищі, а також проводити оцінку доз для населення від наземних і морських шляхів опромінення. Оскільки дози неможливо виміряти, їх розраховують за допомогою певної інформаційної системи, що включає набір пов'язаних між собою моделей. Прикладом такої системи є платформа PREDO [291], розроблена для інформування населення і урядових структур, відповідальних за радіаційну безпеку, про рівень доз на відстанях від 10 до 30 км навколо атомних об'єктів Швеції.

7.4.1 Завдання і структура платформи PREDO

Метою розробки платформи PREDO було об'єднання сучасних моделей і методів оцінки радіологічних наслідків, спричинених викидами радіоактивних речовин в умовах нормальної експлуатації ядерних об'єктів Швеції, в єдину систему. При цьому повинні розглядатися викиди як в морське, так і в наземне середовище. Щороку національний орган з управління атомною енергетикою отримує звіти з атомних об'єктів про активність кожного радіонукліда, що потрапив в атмосферу і морське середовище. Для спрощення всі розрахунки в платформі PREDO здійснюються для нормованих викидів, у результаті чого отримуються дозові множники для кожного радіонукліда. Перемноживши величину викиду, яка змінюється щороку, на знайдені дозові множники, можна отримати загальні дози опромінення, не проводячи кожен раз всі розрахунки. Але при цьому в платформі PREDO є можливість проведення розрахунків у випадку зміни будь-якого параметру, щоб отримати нові значення дозових множників.

У платформі PREDO результати розрахунків атмосферної моделі у вигляді густини випадіння кожного радіонукліда як вхідні дані поступають в моделі

переносу забруднення в наземному і морському середовищах. У моделях для наземного середовища розглядаються процеси засвоєння радіонуклідів флорою і фауною та їхнє осідання на споруди, що потенційно може привести до опромінення людини. При цьому розглядаються приватні будинки з присадибними ділянками, землі сільськогосподарського призначення, пасовища, ліси та озера із врахуванням ділянок водозбору. Перенос радіонуклідів у морському середовищі описується за допомогою моделі POSEIDON-R, детально описаній в попередніх розділах роботи. Тут одночасно враховуються два джерела радіоактивності: випадіння на поверхню моря з атмосфери та прямий витік з атомного об'єкта. Отримані концентрації радіонуклідів у різних компонентах навколишнього середовища використовуються в дозовій моделі для розрахунку відповідних дозових множників. Схематично це зображено на рис. 7.12.



Рисунок 7.12 – Потoki даних між моделями платформи PREDO, згідно з [291]

У дозовій моделі для кожного радіонукліда знаходяться дозові множники для різних контрольних груп населення, які відрізняються між собою раціоном

харчування і часом, проведеним у приміщенні та на свіжому повітрі. Всього розглядаються 5 таких груп: середня сім'я, фермери, рибалки, мисливці і вегетаріанці. В рамках кожної контрольної групи виділені три вікові групи: немовлята, діти і дорослі, кожна з яких має певні відмінності в раціоні харчування і способі життя. Можливі відмінності з точки зору гендерної приналежності в дозовій моделі не розглядалися.

Згідно з вимогами “Положення про охорону здоров'я людини та навколишнього середовища при скиді радіоактивних речовин з атомних об'єктів Швеції”, які узгоджуються з відповідними нормативами Європейської Комісії, ефективна доза опромінення від усіх ядерних об'єктів не повинна перевищувати 0,1 мЗв на рік для будь-якої особи. Ще однією вимогою є необхідність проведення більш детальних оцінок дози, якщо річна ефективна доза перевищує 10 мкЗв. При цьому потрібно виділити основне джерело опромінення для можливого застосування контрзаходів.

7.4.2 Моделювання переносу радіонуклідів, що утворюються при нормальній роботі атомних електростанцій

При роботі атомних електростанцій у нормальному режимі велика кількість радіонуклідів з порівняно низькими концентраціями потрапляє в навколишнє середовище (регулярний витік). Модель POSEIDON-R застосовувалась для відтворення переносу радіоактивних ^{60}Co і ^{54}Mn у морському середовищі навколо атомних об'єктів Швеції, які розміщені на березі Балтійського моря (рис. 7.13), що детально розглядається в [292]. Дана частина роботи присвячена застосуванню моделі POSEIDON-R для відтворення переносу радіоактивних ^{60}Co і ^{54}Mn у морському середовищі навколо АЕС Форсмарк. Цей випадок є важливим через наявність даних вимірювань, що дає можливість провести тестування різних компонентів моделі для природних умов.

Радіонукліди ^{60}Co і ^{54}Mn , що мають періоди напіврозпаду 5,3 та 0,85 роки відповідно, є продуктами корозії матеріалів активної зони реактора і першого контуру охолодження. Оскільки згадані радіонукліди накопичуються в рибі неоднорідно, це і є якраз тим випадком, для якого розроблялася кінетично-алометрична модель засвоєння забруднення різними тканинами риби. Крім цього, ^{60}Co і ^{54}Mn характеризуються досить сильною взаємодією із зваженими у воді частинками і дном, що робить важливим врахування донного ланцюжка живлення, який також був розроблений і включений в модель у рамках даної роботи.

Для моделювання використовувалася система камер Балтійського моря (рис. 5.10). АЕС Форсмарк – найбільш північний атомний об'єкт Швеції (рис. 7.13). Для детального моделювання області навколо АЕС було створено набір вкладених камер (рис. 7.13) в середині камери 68 системи камер Балтійського моря. Параметри створених “внутрішньої” і “прибережної” камер були визначені на основі технічного звіту [293]. Вони представлені в таблиці 7.2. Перевірка отриманих у результаті моделювання концентрацій радіонуклідів у донних відкладеннях і в рибі проводилася в найменшій “прибережній” камері (червоний прямокутник на рис. 7.13), де були дані відповідних вимірювань. При цьому розглядалися два типи риби, які займають різні позиції в ланцюжку живлення (див. рис. 3.2): оселедець (*Clupea harengus membras*) як пелагічна нехижа риба і щука (*Esox lucius*) як прибережний хижак.

У моделі щорічний витік ^{60}Co з АЕС Форсмарк, зображений на рис. 7.14 а, задавався на основі даних [294]. З рисунку видно, що кількість радіоактивних матеріалів, які потрапляють у навколишнє середовище в результаті регулярних витоків, суттєво зменшується з часом. Це відбувається в основному завдяки постійному вдосконаленню систем очищення води на атомних об'єктах Швеції. Окремо потрібно зупинитися на взаємодії розчиненого у воді кобальту із твердими органічними і неорганічними частинками у водному шарі і в донних відкладеннях. Існує широкий проміжок значень коефіцієнта розподілу K_d кобальту: від $3 \cdot 10^5$ л/кг для внутрішніх морів до $5 \cdot 10^7$ л/кг для відкритого океану [89]. У даній роботі використовувалася величина $K_d = 2 \cdot 10^6$ л/кг, яка дозволила отримати добре

узгодження розрахованих концентрацій ^{60}Co з вимірами [294] в донних відкладеннях прибережної камери (рис. 7.14 б). Таке значення K_d відповідає високій здатності ^{60}Co адсорбуватися твердими частинками, що приводить до накопичення значної частини радіонукліда у дні. У цьому випадку важливим є врахування донного ланцюжка живлення, в якому відбувається перенос забруднення з органічної фракції донних відкладень до безхребетних організмів, які її споживають, а потім і до риби.

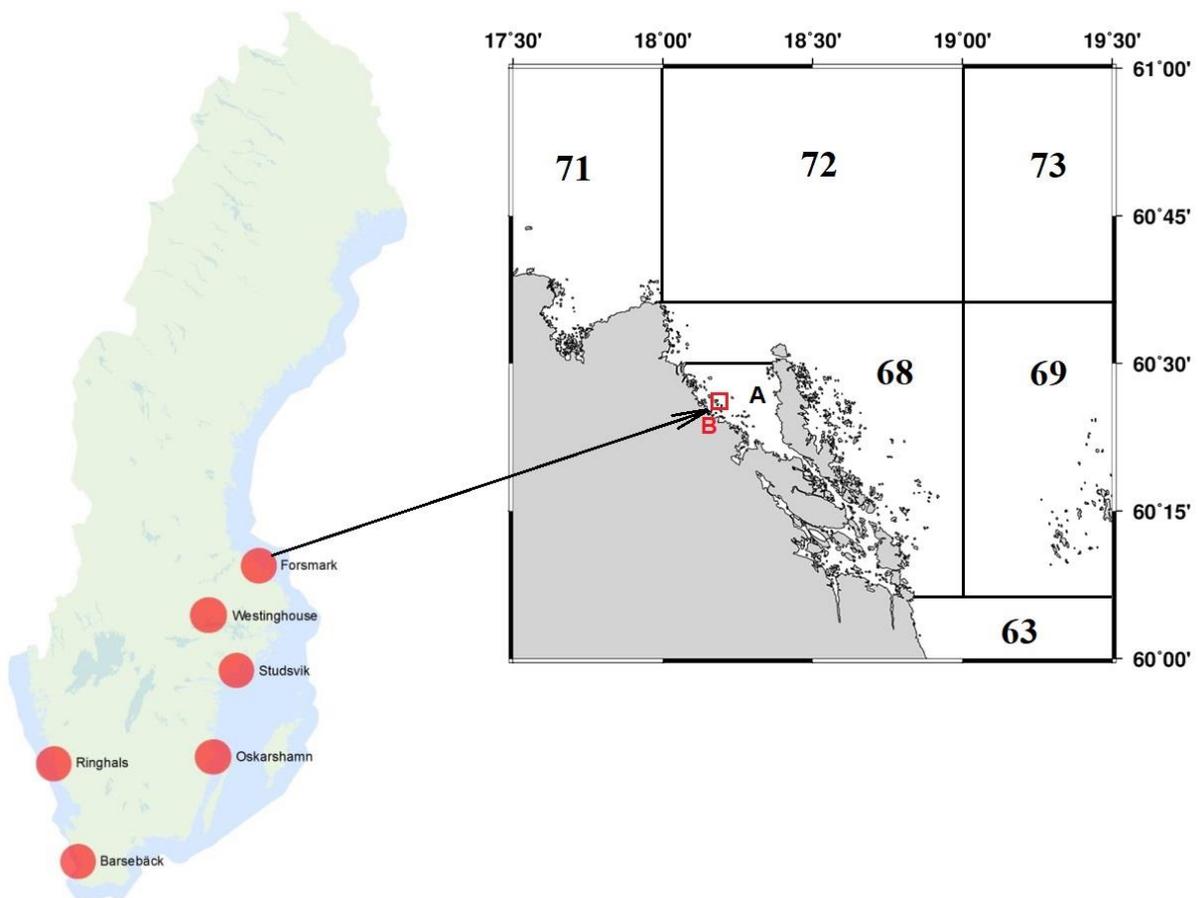


Рисунок 7.13 – Атомні об’єкти в Швеції та система камер навколо АЕС Форсмарк (Forsmark). Великі цифри позначають камери в Балтійському морі, згідно з рис. 5.10. Додаткова “внутрішня” камера позначена буквою “А”. “Прибережна” камера, яка позначена буквою “В”, виділяє область, куди витікає вода, забруднена радіонуклідами, з систем охолодження АЕС

Таблиця 7.2 – Основні параметри камер навколо АЕС Форсмарк

Параметр	Камера № 68	“Внутрішня”	“Прибережна”
Об’єм, км ³	35.7	3.0	0.076
Глибина, м	32.5	12.5	11.0
Площа, км ²	1100	240	6.9
Водообмін з сусідніми камерами, км ³ /р	3355*	140	30
Концентрація зважених у воді частинок, г/м ³	1.0	1.0	0.05
Швидкість осідання частинок, кг/(м ² р)	0.75	0.75	2.0
Товщина верхнього шару донних відкладень, м	0.05	0.05	0.05

* Сумарний обмін водою з усіма сусідніми камерами

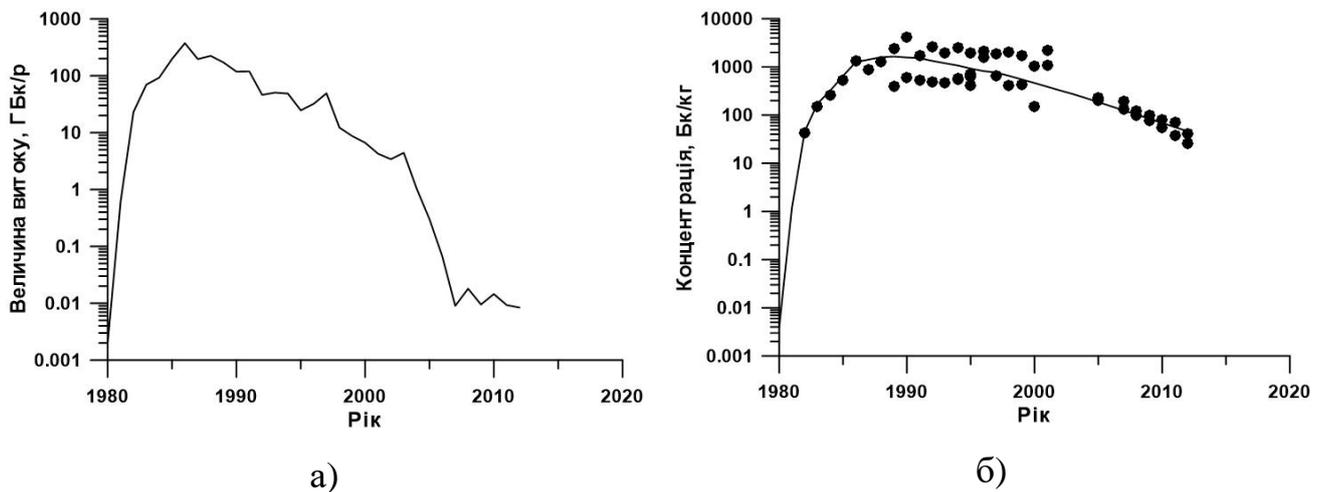


Рисунок 7.14 – Щорічний витік ⁶⁰Со з АЕС Форсмарк (а) та порівняння розрахованих і виміряних концентрацій ⁶⁰Со у донних відкладеннях прибережної камери (б)

На рис. 7.15 показане порівняння розрахованої концентрації ⁶⁰Со у рибі з використанням розробленої кінетично-алометричної моделі неоднорідного

накопичення забруднення з відповідними вимірами [294] в області навколо АЕС Форсмарк. Крім того, отримані результати порівнюються з концентраціями, розрахованими з використанням інших існуючих в даний час методів, описаних в розділі 1.6 даної роботи: рівноважного підходу, моделі однорідного накопичення та моделі BURN, в якій розглядається лише тканина риби з максимальною концентрацією радіонукліда.

Для реалізації рівноважного підходу використовувалося стандартне значення концентраційного фактору ^{60}Co в рибі, яке, згідно з даними МАГАТЕ [89], становить 700 л/кг. У всіх інших випадках проводився розрахунок переносу радіонукліда по ланцюжках живлення. При цьому у випадку однорідного накопичення, концентрація забруднення в рибі розраховувалася за допомогою рівняння (3.13), в якому коефіцієнт засвоєння становив $a = 0,081$ (див. табл. 2.2), а період біологічного напіввиведення $T_{0.5}$ кобальту з риби дорівнював 20 днів для нехижої риби і 40 днів – для хижої, згідно з [295]. Такі ж періоди напіввиведення використовувалися і в моделі BURN [98], проте коефіцієнт засвоєння не залежав від елемента ($a = 0,5$), а також вважалося, що розрахована за допомогою рівняння (1.29) концентрація відноситься до певної тканини, тоді як в інших тканинах риби радіонуклід відсутній. Тому для знаходження концентрації забруднення в усій рибі значення отриманої концентрації було помножене на масову частку “забрудненої” тканини, яка у випадку ^{60}Co становила $\mu_o = 0,08$ (розділ 2.3.2).

Як видно з рисунку розроблена кінетично-алометрична модель неоднорідного накопичення забруднення в різних тканинах риби дає найкраще узгодження з вимірами порівняно з іншими моделями як для нехижої пелагічної риби (рис. 7.15 а), так і для прибережного хижака, який харчується пелагічними та придонними організмами (рис. 7.15 б). Це означає, що при моделюванні необхідно враховувати внесок різних тканин, оскільки навіть низька концентрація активності в м'язовій тканині суттєво впливає на загальний вміст радіонукліда в рибі через її значну масову частку.

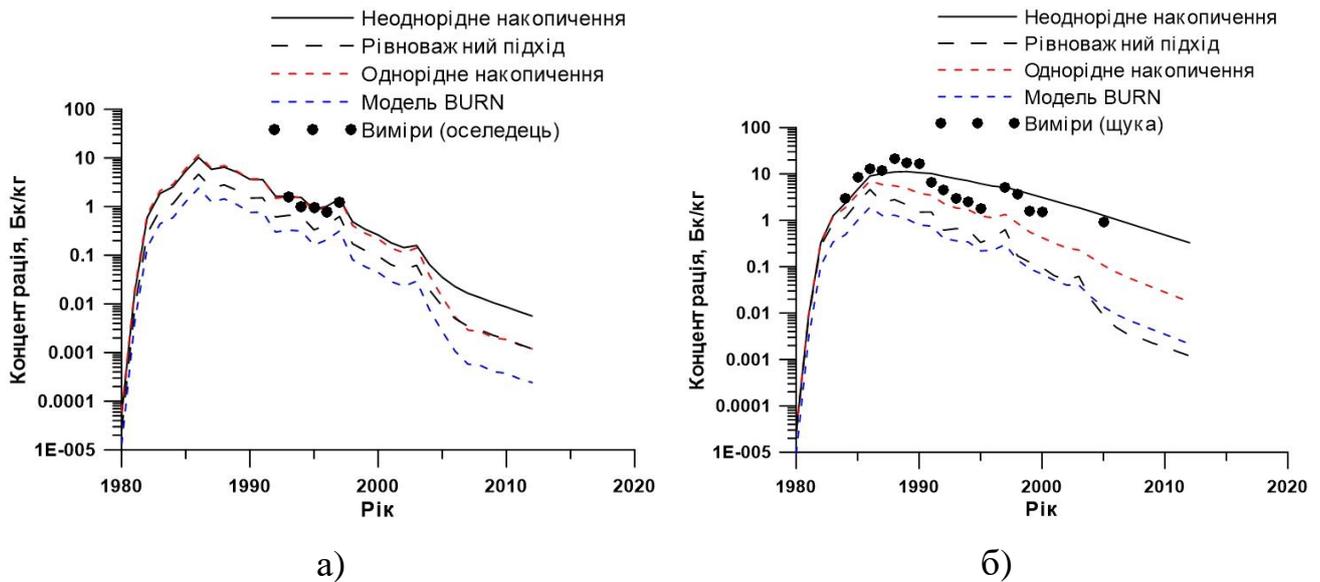


Рисунок 7.15 – Концентрація ^{60}Co у нехижій рибі (а) і в прибережному хижаку (б) у прибережній камері для АЕС Форсмарк

Аналогічно проводилося моделювання переносу ^{54}Mn у морському середовищі навколо АЕС Форсмарк. Щорічний витік ^{54}Mn , зображений на рис. 7.16 а, задавався на основі даних [294]. Порівняння розрахованих концентрацій радіонукліда в донних відкладеннях з вимірами [294] для прибережної камери представлено на рис. 7.16 б. У цьому випадку використовувалося стандартне значення коефіцієнта розподілу марганцю для внутрішніх морів $K_d = 2 \cdot 10^6$ л/кг [89]. Така величина K_d означає, що, як і у випадку з ^{60}Co , значна частина ^{54}Mn накопичується в донних відкладеннях та впливає на величину забруднення морських організмів, проникаючи в донний ланцюжок живлення.

Розраховані за допомогою кінетично-алометричної моделі неоднорідного накопичення забруднення концентрації ^{54}Mn в рибі порівнювалися (рис. 7.17) з відповідними вимірами [294] для області навколо АЕС Форсмарк. Вони також порівнювалися з концентраціями, розрахованими з використанням рівноважного підходу, моделі однорідного накопичення та моделі BURN [98]. І в даному випадку концентрація радіонукліда, розрахована з використанням розробленої моделі, найкраще узгоджується з вимірами як для нехижої пелагічної риби (7.17 а) так і для

прибережного хижака (7.17 б) у порівнянні з іншими підходами, хоча загалом узгодження з вимірами є дещо гіршим, ніж для ^{60}Co .

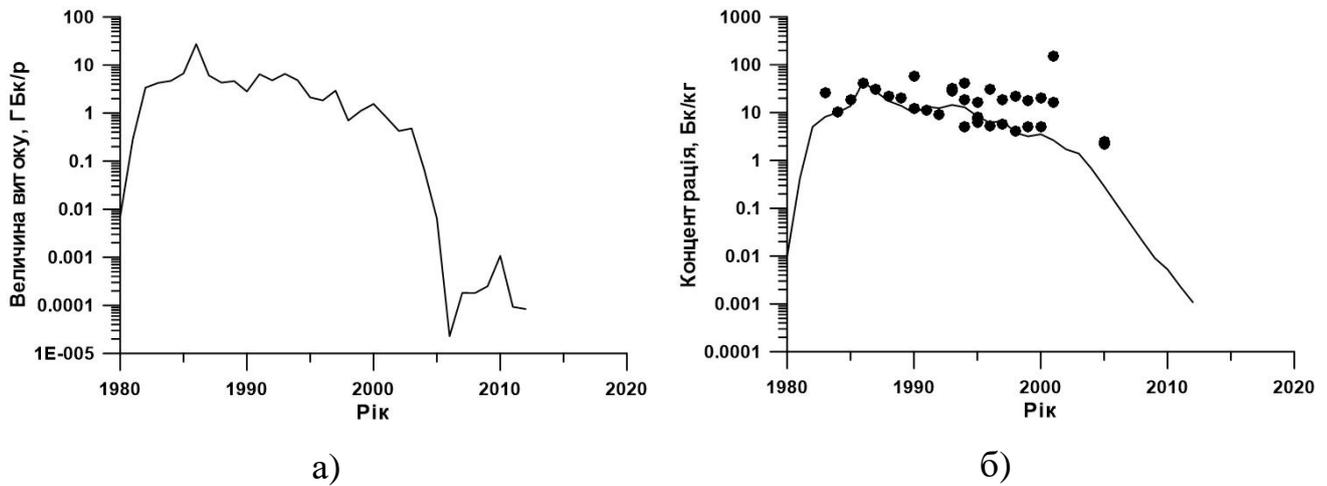


Рисунок 7.16 – Щорічний витік ^{54}Mn з АЕС Форсмарк (а) та порівняння розрахованих і вимірних концентрацій ^{54}Mn у донних відкладеннях прибережної камери (б)

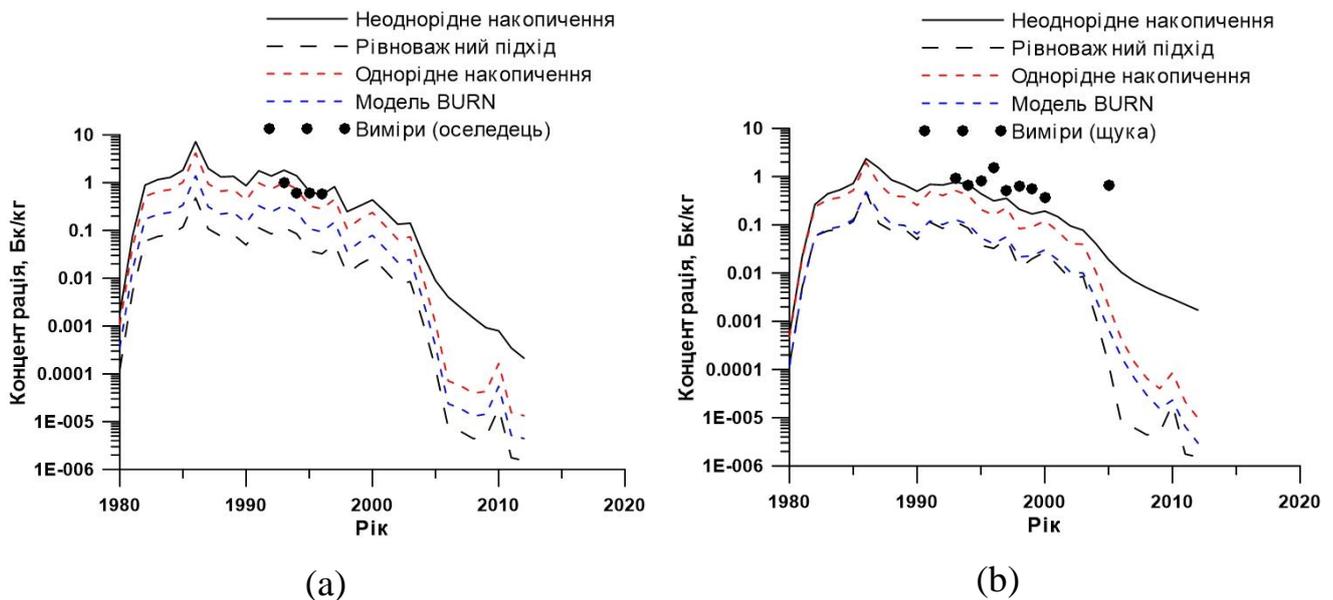


Рисунок 7.17 – Концентрація ^{54}Mn у нехижій рибі (а) і в прибережному хижаку (б) у прибережній камері АЕС Форсмарк

Аналізуючи отримані результати (рис. 7.15 і 7.17), можна зробити висновок, що застосування розробленої моделі неоднорідного накопичення забруднюючих

речовин у різних тканинах риби дозволяє отримати концентрації ^{60}Co і ^{54}Mn у різних типах риби близькі до вимірних. Варто відмітити, що схожого результату можна досягнути, підбираючи значення концентраційного фактору в рівноважному підході, а також маніпулюючи параметрами a і $T_{0.5}$ у випадку використання моделі з однорідним накопиченням. Але це означає, що дані методи потребують окремі значення згаданих параметрів для кожної області моделювання та для кожного радіонукліда, а отже їх неможливо застосувати в нових умовах. Тоді як модель неоднорідного накопичення забруднення в різних тканинах риби з запропонованим набором параметрів (розділ 2.3) здатна відтворювати процеси накопичення і виведення різних радіонуклідів для різних видів риби як в нерівноважних умовах експерименту (розділ 2.6), так і в умовах регулярного витоку радіонуклідів при роботі АЕС.

7.5 Висновки до розділу 7

Камерна модель POSEIDON-R була інтегрована в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. Розроблено процедуру автоматичної передачі даних атмосферного випадіння на поверхню моря, розрахованого Модулем атмосферного переносу, та потоку радіонуклідів з річковою водою, розрахованого моделлю RIVTOX, у модель POSEIDON-R в рамках системи RODOS. У даний час модель POSEIDON-R налаштована для розрахунків у 6 областях Світового океану, якими є всі європейські моря (Чорне, Середземне, Балтійське і Північне), а також моря північно-західної частини Тихого океану та Південно-Китайське море. Це дозволяє проводити розрахунки переносу радіонуклідів у кожній з цих областей в режимі реального часу внаслідок будь-яких радіаційних аварій. У системі RODOS модель POSEIDON-R відповідає за оцінку забруднення морського середовища, отриманих доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення від споживання морепродуктів, перебування на узбережжі чи у воді, а також їхніх змін в часі за

рахунок природних процесів чи внаслідок застосування контрзаходів. Описані явища відносяться до пізньої фази радіаційної аварії, в якій основним завданням є надання прогнозу коли забруднені області стануть безпечними для людини і морських організмів.

Робота моделі POSEIDON-R, інтегрованої в систему RODOS, показана на прикладі її застосування до витоку радіоактивного ^{90}Sr з водами Дунаю в Чорне море в результаті умовного викиду радіонуклідів з АЕС Чорнавода (Румунія). Реалізовано ланцюжок моделей, що включає атмосферний перенос умовного викиду ^{90}Sr , його випадіння на землю, стік у річкову систему і перенос у Чорне море, а також довгостроковий прогноз забруднення морського середовища. Показано, що рівень забруднення прибережної області Чорного моря в результаті описаної умовної аварії на АЕС Чорнавода буде в 100-1000 разів меншим від існуючих концентрацій радіоактивного ^{90}Sr у морському середовищі в результаті глобального атмосферного випадіння і аварії на Чорнобильській АЕС.

Для визначення доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в систему RODOS була інтегрована модель FDMA. В ній проводиться розрахунок переносу радіонуклідів по прісноводних ланцюжках живлення через забруднену воду, а також оцінка доз опромінення, отриманих населенням завдяки споживанню продуктів харчування рослинного і тваринного походження. Вхідними даними моделі є концентрація радіонуклідів у воді на територіях сільськогосподарського виробництва і територіях проживання, яка є вихідною інформацією гідромодуля системи RODOS. Параметри моделі, які відносяться до різних радіоекологічних регіонів України, були зібрані, опрацьовані і внесені в систему RODOS, що допомогло впровадити дану систему в Україні. В даний час є можливість проводити розрахунок доз для населення від прісноводних шляхів опромінення для р. Стир (Рівненська АЕС), р. Горинь (Хмельницька АЕС), р. Південний Буг (Южно-Українська АЕС) і Каховського водосховища (Запорізька АЕС).

У ході розробки платформи PREDO, призначеної для оцінки впливу регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів Швеції на навколишнє середовище і людину, в неї була інтегрована камерна модель POSEIDON-R, яка

відповідає за розрахунки переносу радіонуклідів у морському середовищі. Тут всі розрахунки здійснюються для нормованих викидів радіоактивних матеріалів в атмосферу і морське середовище. Це дозволяє отримати дозові множники для кожного радіонукліда для різних контрольних груп населення та вікових груп. Отримані дози опромінення порівнюються з існуючими національними нормативами, що відповідають безпечному радіаційному середовищу.

Для включення моделі POSEIDON-R у платформу PREDO вона застосовувалась для відтворення переносу радіоактивних ^{60}Co і ^{54}Mn у морському середовищі навколо атомних об'єктів Швеції, які розміщені на березі Балтійського моря, зокрема для АЕС Форсмарк. Розроблена в даній роботі кінетично-алометрична модель неоднорідного накопичення забруднення в різних тканинах риби дає найкраще узгодження розрахованих концентрацій обох радіонуклідів з вимірами порівняно з іншими моделями як для нехижої пелагічної риби, так і для прибережного хижака, який харчується пелагічними та придонними організмами. Причиною цього є врахування внеску різних тканин, оскільки навіть низька концентрація активності в м'язовій тканині суттєво впливає на загальний вміст радіонукліда в рибі через її значну масову частку.

Основні результати розділу опубліковані автором у роботах [54, 154, 155].

ВИСНОВКИ

Основним результатом дисертаційної роботи є розширення функціональності систем комп'ютерної підтримки рішень для об'єктів атомної промисловості шляхом включення в них як нових так і вдосконалених математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у водних екосистемах із використанням обмеженої кількості параметрів та оцінки можливого впливу на людину. В ході дисертаційної роботи були отримані наступні **нові** наукові і практичні результати:

1. Розроблені процедури автоматичної передачі даних для інтеграції камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. Здійснена адаптація моделі POSEIDON-R до європейських морів, а також до морів північно-західної частини Тихого океану, забруднених внаслідок аварій на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) та АЕС Фукусіма-1. Це дозволяє розраховувати перенос існуючого забруднення в них та давати прогноз на майбутнє при появі будь-якого нового джерела радіоактивності в оперативному режимі. В системі RODOS за допомогою моделі POSEIDON-R здійснюються оцінки забруднення морського середовища, отриманих доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення, а також їхні зміни в часі за рахунок природніх процесів чи внаслідок застосування контрзаходів.

2. Камерна модель POSEIDON-R була включена в платформу PREDO для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів у морське середовище. Тут одночасно враховуються два джерела радіоактивності: випадіння на поверхню моря з атмосфери та прямий витік з атомного об'єкта. Отримані концентрації радіонуклідів у різних компонентах морського середовища використовуються для розрахунку дозових множників, на основі яких визначається вплив радіоактивного забруднення на різні групи людей. Модель POSEIDON-R застосовувалась для відтворення переносу радіоактивних ^{60}Co і ^{54}Mn у морському середовищі навколо атомних об'єктів Швеції, зокрема АЕС

Форсмарк, які розміщені на березі Балтійського моря. Завдяки новим методам, розробленим в даній роботі, вдалося досягнути кращого узгодження розрахованих концентрацій обох радіонуклідів з вимірами порівняно з існуючими моделями для різних видів риби.

3. Для розрахунку доз, отриманих населенням від прісноводних шляхів опромінення, в систему RODOS була інтегрована модель FDMA. В ній проводиться оцінка доз опромінення, отриманих населенням за рахунок вживання питної води та внаслідок споживання продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи. Проведена адаптація даної моделі до території України. Зокрема, були зібрані, опрацьовані і внесені в систему RODOS дані, які відносяться до різних радіоекологічних регіонів, що сприяло її впровадженню в Україні.

4. Проведене вдосконалення камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі POSEIDON-R для покращення опису довгострокового переносу радіоактивного забруднення у воді, донних відкладеннях і морських організмах. Зокрема, розроблена модель донного ланцюжка живлення, модель неоднорідного засвоєння забруднення рибою, параметризована залежність засвоєння ізотопів цезію і стронцію від концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію, відповідно. В результаті, це значно розширило можливості моделі та області її застосування.

5. Розроблена нова кінетично-алометрична модель неоднорідного засвоєння забруднення рибою, яка ґрунтується на хіміко-біологічних властивостях забруднюючих речовин накопичуватися в певних тканинах організму. Організм риби розглядається як сукупність комірок, розподілених на три групи тканин: кістки, м'язи і органи, що мають суттєві відмінності в біологічному часі оновлення клітин. У моделі враховується залежність параметрів, які описують основні процеси метаболізму риби, від її маси в степені $-1/4$, що узгоджується з загальним законом масштабування в біології. При цьому величини алометричних сталих були визначені на основі відомих експериментальних даних. Порівняння результатів моделювання з даними лабораторних експериментів, описаних в літературі, проводилося для

радіонуклідів, що відповідають за довгострокове забруднення морського середовища при регулярних і аварійних витоках з атомних електростанцій. Зокрема, розраховані концентрації радіоактивних ізотопів ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{134}Cs в різних видах риби при їхньому засвоєнні з води, а також відповідні концентрації ^{60}Co , ^{54}Mn і ^{137}Cs при засвоєнні з їжі показали добре узгодження з вимірами.

6. У розробленій моделі донного ланцюжка живлення вперше враховується перехід забруднення з донних відкладень у морські організми. Його компонентами є донні безхребетні організми, що споживають органічну фракцію донних відкладень, засвоюючи, таким чином, забруднення з дна, придонна риба та донні хижаки. Розгляд даних процесів є важливим у випадку суттєвого забруднення донних відкладень при аварійному витокі радіонуклідів або при потраплянні в морське середовище радіонуклідів, які мають високу здатність адсорбуватися твердими частинками, що приводить до їхнього накопичення у дні.

7. Камерна модель POSEIDON-R застосовувалась для довгострокового моделювання переносу радіоактивного цезію ^{137}Cs у Чорному, Балтійському та Середземному морях, у морях північно-східної частини Атлантичного океану, а також у північно-західній частині Тихого океану, включно з Жовтим, Східно-Китайським і Японським морями. Для кожної з описаних областей отримане добре узгодження розрахованих концентрацій радіонукліда у воді, донних відкладеннях і морських організмах з даними відповідних вимірювань за весь період моделювання. Показано, що вміст ^{137}Cs у Чорному і Балтійському морях зумовлений переважно аварією на ЧАЕС, у Середземному морі – глобальним атмосферним випадінням, у морях північно-східної частини Атлантичного океану – витоком із збагачувального заводу Селлафілд. На основі результатів моделювання були здійснені оцінки індивідуальних доз опромінення від споживання морепродуктів. Показано, що в Ірландському морі протягом 1975-1979 років індивідуальні дози опромінення контрольної групи людей із максимальною долею морепродуктів у їхньому раціоні могли перевищити допустимий рівень опромінення населення від антропогенних радіонуклідів, який становить 1 мЗв/рік. У випадку аварії на АЕС Фукусіма-1 лише для умовної групи людей, які б споживали морепродукти, виловлені в 15-км області

навколо АЕС, індивідуальна доза опромінення склала близько 1,5 мЗв. Також були розраховані колективні дози на основі статистичних даних вилову морських організмів із врахуванням того, що навколо АЕС Фукусіма-1 діяла заборона на такий вилов. Показано, що дана аварія могла причинити підвищення колективної дози опромінення населення Японії за рахунок споживання морепродуктів приблизно в 9 разів у порівнянні з доаварійними значеннями.

8. З метою більш точного відтворення переносу радіоактивного забруднення в північно-західній частині Тихого океану протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1 та в Балтійському морі протягом п'яти років після аварії на ЧАЕС застосовувалась тривимірна модель термогідродинаміки і переносу забруднення THREEEТОХ. З її допомогою отримані детальні карти та шляхи поширення забруднення, а також області з підвищеними концентраціями ^{137}Cs в різні моменти часу. Для детального відтворення переносу ^{137}Cs в морських організмах Тихого океану після аварії на АЕС Фукусіма-1 та для прогнозування наслідків майбутніх аварій у тривимірну модель THREEEТОХ були інтегровані компоненти технології моделювання забруднення водних екосистем.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Waldichuk M. The state of pollution in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 1989. Vol. 25 (12). P. 598–602.
2. The methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment used in PC-CREAM 08. Report HPA-RPD-058 / J.G. Smith, J.R. Simmonds (eds.). Chilton, UK: Health Protection Agency, 2009. 295 p.
3. Sullivan T.J., Ellis J.S., Foster C.S., Foster K.T., Baskett R.L., Nasstrom J.S., Schalk III W.W. Atmospheric release advisory capability: real-time modeling of airborne hazardous material. *Bulletin of the American Meteorological Society*. 1993. Vol. 74. P. 2343–2361.
4. Raskob W., Trybushnyi D., Ievdin I., Zheleznyk M. JRODOS: Platform for improved long term countermeasures modelling and management. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46 (6). P. S731–S736.
5. Hoe S., McGinnity P., Charnock T., Gering F., Schou Jacobsen L.H., Havskov Sørensen J., Andersson K.G., Astrup P. ARGOS Decision Support System for Emergency Management. *Proceedings (online) Argentine Radiation Protection Society*, 2009. 10 p. URL: http://orbit.dtu.dk/files/3924948/Hoe_paper.pdf (дата звернення: 02.03.2020).
6. Chino M., Yamazawa H., Nagai H., Moriuchi S., Ishikawa H. WSPEEDI (worldwide version of SPEEDI): A computer code system for the prediction of radiological impacts on Japanese due to a nuclear accident in foreign countries. Technical Report JAERI-1334. Tokyo, Japan: JAERI, 1995. 63 p.
7. Monte L. Application of the migration models implemented in the decision system MOIRA-PLUS to assess the long term behaviour of ^{137}Cs in water and fish of the Baltic Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 134. P. 136–144.
8. Kennish M.J. Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution: CRC Press, Marine science series, 2000. 524 p.

9. Moroz N.A., Bezhenar R.V., Saveliy L.L. Improvement of ecological monitoring of water quality (content of heavy metals) in system of technical water supply of Zaporizhzhya Nuclear Power Plant (Ukraine). *International Journal of Energy for a Clean Environment*. 2012. Vol. 13 (1-4). P. 75–103.
10. The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual 2001 Edition / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, 2001. 93 p.
11. Exposures of the public from man-made sources of radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation / United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation. New York: United Nations, 2000. 654 p.
12. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No. 19 / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, 2001. 216 p.
13. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115 / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, 1996. 353 p.
14. Vives i Batlle J. Radioactivity in the Marine Environment. *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* / R.A. Meyers (eds). Springer, New York, 2012. P. 8387–8425.
15. Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 470–471. P. 800-817.
16. Buessler K. Fukushima and Ocean Radioactivity. *Oceanography*. 2014. Vol. 27 (1). P. 92–105.
17. Researchers discovered leak from Komsomolets. *Institute of Marine Research*: веб-сайт. URL: <https://www.hi.no/en/hi/news/2019/july/researchers-discovered-leak-from-komsomolets> (дата звернення: 02.03.2020).
18. Литвинов В.В., Казимир В.В., Ляхов А.Л., Путиенко И.В., Богдан И.В. Методы тестирования и верификации программного обеспечения. Монография. Ніжин: «Орхідея», 2013. 359 с.

19. Prandle D. A modelling study of the mixing of ^{137}Cs in the seas of the European Continental Shelf. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London: A Mathematical Physical and Engineering Sciences*. 1984. Vol 310. P. 407–436.
20. Margvelashvily N., Maderich V., Zheleznyak M. THREETOX – computer code to simulate three-dimensional dispersion of radionuclides in homogeneous and stratified water bodies. *Radiation Protection Dosimetry*. 1997. Vol. 73. P. 177–180.
21. Onishi Y., Trent D.S. Turbulence modelling for deep ocean radionuclide disposal. *International Journal of Numerical Methods in Fluids*. 1992. Vol 15 (9). P. 1059–1071.
22. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Little A., Maderich V., McGinnity P., Min B.I., Nies H., Osvath I., Suh K.S., de With G. Marine radionuclide transport modelling: Recent developments, problems and challenges. *Environment Modelling and Software*. 2019. Vol. 122, 104523. 19 p.
23. Abril J.M., Abdel-Aal M.M., Al-Gamal S.A., Abdel-Hay F.A., Zahar H.M. Marine radioactivity studies in the Suez Canal, part 2: field experiments and a modelling study of dispersion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2000. Vol. 50. P. 503–514.
24. Maderich V. Reconstruction and prediction of the radionuclide transport in the Mediterranean seas chain. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol 43. P. 205–219.
25. Camplin W.C., Clark M.J., Delow C.E. The Radiation Exposure of the UK Population from Liquid Effluents discharged from Civil Nuclear Installations in the UK in 1978. Chilton, UK: National Radiological Protection Board, 1982. 62 p.
26. The Radiation Exposure of the Population of the European Community from Radioactivity in North European Marine Waters. Project ‘Marina’ / European Commission, 1990. RP 47, EUR 12483.
27. Nielsen S.P. A box model for North-East Atlantic coastal waters compared with radioactive tracers. *Journal of Marine Systems*. 1995. Vol. 6. P. 545–560.

28. Lepicard S., Raffestin D., Rancillac F. POSEIDON: A dispersion computer code for assessing radiological impacts in a European sea water environment. *Radiation Protection Dosimetry*. 1998. Vol. 75 (1-4). P. 79–83.
29. Lepicard S., Heling R., Maderich V. POSEIDON-R/RODOS models for radiological assessment of marine environment after accidental releases: application to coastal areas of the Baltic, Black and North Seas. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004. Vol. 72. P. 153–161.
30. Беженар Р.В., Бровченко И.А., Железняк М.И., Кошебуцкий В.И., Мадерич В.С. Моделирование радиоактивного загрязнения морской среды при аварии на АЭС Фукусима. *Збірник наукових праць СХУЯЕтаП*. 2012. № 4 (44). С. 82–91.
31. Masumoto Y., Miyazawa Y., Tsumune D., Kobayashi T., Estournel C., Marsaleix P., Lanerolle L., Mehra A., Garraffo Z.D. Oceanic dispersion simulation of Cesium-137 from Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. *Elements*. 2012. Vol. 8. P. 207–212.
32. Tsumune D., Tsubono T., Aoyama M., Uematsu M., Misumi K., Maeda Y., Yoshida Y., Hayami H. One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10. P. 5601–5617.
33. Maderich V., Bezhenar R., Heling R., de With G., Jung K.T., Myoung J.G., Cho Y.-K., Qiao F., Robertson L. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 131. P. 4–18.
34. Maderich V., Jung K.T., Bezhenar R., de With G., Qiao F., Casacuberta N., Mascue P., Kim Y.H. Dispersion and fate of ^{90}Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 494-495. P. 261–271.
35. Periañez R., Brovchenko I., Duffa C., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Psaltaki M., Suh K.S. A new comparison of marine dispersion model performances for Fukushima Dai-ichi releases in the

- frame of IAEA MODARIA program. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 150. P. 247–269.
36. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. A comparison of radionuclide dispersion model performances for the Baltic Sea and Fukushima releases in the Pacific Ocean. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S149–S151.
37. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jung K.T., Kamidaria Y., Kim K.O., Kobayashi T., Maderich V., Min B.I., Suh K.S. Fukushima ¹³⁷Cs releases dispersion modelling over the Pacific Ocean. Comparisons of models with water, sediment and biota data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 198. P. 50–63.
38. Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radiocesium 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.
39. Tsubono T., Misumi K., Tsumune D., Bryan F.O., Hirose K., Aoyama M. Evaluation of radioactive cesium impact from atmospheric deposition and direct release fluxes into the North Pacific from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Deep-Sea Research I*. 2016. Vol. 115. P. 10–21.
40. Kawamura H., Furuno A., Kobayashi T., In T., Nakayama T., Ishikawa Y., Miyazawa Y., Usui N. Oceanic dispersion of Fukushima-derived Cs-137 simulated by multiple oceanic general circulation models. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 180. P. 36–58.
41. Trofymchuk O., Kreta D., Myrontsov M., Okhariev V., Shumeiko V., Zagorodnia S. Information technology in environmental monitoring for territorial system ecological assessment. *Journal of Environmental Science and Engineering A*. 2015. Vol. 4. P. 79–84.
42. Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations / Commission of the European Communities, Doc. No V/3865/79-EN,FR, 1979. 292 p.

43. Nasstrom J.S., Sugiyama G., Baskett R.L., Larsen S.C., Bradley M.M. The National Atmospheric Release Advisory Center modelling and decision-support system for radiological and nuclear emergency preparedness and response. *International Journal of Emergency Management*. 2007. Vol. 4 (3). P. 524–550.
44. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. Modelling of marine radionuclide dispersion in IAEA MODARIA program: Lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 569-570. P. 594–602.
45. Duffa C., Bailly du Bois P., Caillaud M., Charmasson S., Couvez C., Didier D., Dumas F., Fievet B., Morillon M., Renaud P., Thebault H. Development of emergency response tools for accidental radiological contamination of French coastal areas. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 487–494.
46. COPERNICUS: Marine Environment Monitoring Service: веб-сайт. URL: <http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/> (дата звернення: 02.03.2020).
47. Maderich V., Brovchenko I., Dvorzhak A., Koshebtsky V., Periañez R. Integration of 3D model THREETOX in JRODOS, implementation studies and modelling of Fukushima scenarios. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S133–S135.
48. Kobayashi T., Kawamura H., Fujii K., Kamidaira Y. Development of a short-term emergency assessment system of the marine environmental radioactivity around Japan. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2017. Vol. 54. P. 609–616.
49. Behrens E., Schwarzkopf F.U., Lubbecke J., Boning C.W. Model simulations on the long-term dispersal of ^{137}Cs released into the Pacific Ocean off Fukushima. *Environmental Research Letters*. 2012. Vol. 7 (3), 034004. 10 p.
50. Periañez R. Redissolution and long-term transport of radionuclides released from a contaminated sediment: a numerical modelling study. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 2003. Vol. 56 (1). P. 5–14.
51. Monte L. A generic model for assessing the effects of countermeasures to reduce the radionuclide contamination levels in abiotic components of fresh water systems

- and complex catchments. *Environmental Modelling and Software*. 2001. Vol. 16. P. 669–690.
- 52.Євдін Є.О., Железняк М.Й., Трибушний Д.М. Розробка кросплатформеної версії системи підтримки прийняття рішень при радіаційних аваріях JRODOS. *Математичні машини і системи*. 2012. № 1. С. 45–59.
- 53.Євдін Є.О. Розробка архітектури кросплатформних розподілених систем підтримки прийняття рішень, основаних на математичних моделях. *Математичні машини і системи*. 2011. № 1. С. 72–81.
- 54.Zheleznyak M., Potempski S., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Kadlubowski A., Trybushnyi D. Hydrological dispersion module of JRODOS: development and pilot implementation – the Vistula river basin. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. S113–S122.
- 55.Periañez R., Brovchenko I., Jung K.T, Kim K.O., Maderich V. The marine *kd* and water/sediment interaction problem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 192. P. 635–647.
56. Periañez R. Modelling the Dispersion of Radionuclides in the Marine Environment: an Introduction. Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co, 2005. 201 p.
- 57.Maderich V., Jung K.T., Brovchenko I., Kim K.O. Migration of radioactivity in multi-fraction sediments. *Environmental Fluid Mechanics*. 2017. Vol. 17. P. 1207–1231.
- 58.Iosjpe M., Brown J., Strand P. Modified approach to modelling radiological consequences from releases into the marine environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. Vol. 60. P. 91–103.
- 59.Bleck R. An oceanic general circulation model framed in hybrid isopycnic-Cartesian coordinates. *Ocean Modeling*. 2001. Vol. 4. P. 55–88.
- 60.Masumoto Y., Sasaki H., Kagimoto T., Komori N., Ishida A., Sasai Y., Miyama T., Motoi T., Mitsudera H., Takahashi K., Sakuma H., Yamagata T. A fifty-year eddy-resolving simulation of the world ocean: Preliminary outcomes of OFES (OGCM for the Earth Simulator). *Journal of the Earth Simulator*. 2004. Vol. 1. P. 35–56.

61. Usui N., Wakamatsu T., Tanaka Y., Hirose N., Toyoda T., Nishikawa S., Fujii Y., Takatsuki Y., Igarashi H., Nishikawa H., Ishikawa Y., Kuragano T., Kamachi M. Four-dimensional Variational Ocean Reanalysis: A 30-year high-resolution dataset in the western North Pacific (FORA-WNP30). *Journal of Oceanography*. 2017. Vol. 73 (2). P. 205–233.
62. Blumberg A.F., Mellor G.L. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. *Three-Dimensional Coastal ocean Models* / N. Heaps (ed.). American Geophysical Union, 1987. 208 pp.
63. Shchepetkin A.F., McWilliams J.C. The regional ocean modeling system (ROMS): a split-explicit, free surface, topography-following-coordinate ocean model. *Ocean Modelling*. 2005. Vol. 9(4). P. 347–404.
64. Zhang Y., Baptista A. SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation. *Ocean Modelling*. 2008. Vol. 21(3-4). P. 71–96.
65. Chen C., Beardsley R., Cowles G. An Unstructured Grid, Finite-Volume Coastal Ocean Model (FVCOM) System. *Oceanography*. 2006. Vol. 19(1). P. 78–89.
66. Maderich V., Heling R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jenner H.A., Koshebutskyy V., Terletska K. Development and application of 3D numerical model THREETOX to the prediction of cooling water transport and mixing in the inland and coastal waters. *Hydrological Processes*. 2008. Vol. 22. P. 1000–1013.
67. Беженар Р.В., Мороз Н.А., Савелий Л.Л. Адаптация трехмерной численной модели ТРИТОКС для прогнозирования гидрохимического режима водоема-охладителя Запорожской АЭС. *Збірник наукових праць СХУЯЕтаП*. 2012. № 1 (41). С. 70–76.
68. Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V., Kim K.O. 3D numerical model of ecohydrodynamics for shallow waters. *Journal of Coastal Research*. Special Issue (Proceedings of the 14th International Coastal Symposium, Sydney, Australia). 2016. Vol. 75. P. 820–824.

69. Беженар Р.В. Тривимірна модель екогідродинаміки мілких водойм та прибережної зони морів: дис. на здобуття наукового ступеня канд. ф.-м. наук: 01.02.05. Київ, 2010. 177 с.
70. Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. Механика турбулентности. Часть I. Москва: Наука, 1965. 640 с.
71. Smagorinsky J. General circulation experiments with primitive equations: 1. The basic experiment. *Monthly Weather Review*. 1963. Vol. 91. P. 99–164.
72. Mellor G.L. An equation of state for numerical models of ocean and estuaries. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*. 1991. Vol. 8 P. 609–611.
73. Canuto V.M, Howard A., Cheng Y., Dubovikov M.S. Ocean Turbulence. Part 1: One-point closure model – momentum and heat vertical diffusivities. *Journal of Physical Oceanography*. 2001. Vol. 31. P. 1413–1426.
74. Burchard H. Applied Turbulence Modelling in Marine Waters. Berlin: Springer, 2002. 252 p.
75. Blumberg A.F., Kantha L.H. Open boundary condition for circulation models. *Journal of Hydraulic Engineering*. 1985. Vol. 111. P. 237–255.
76. Van Rijn L.C. Sediment transport, Part II: Suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*. 1984. Vol. 110 (11). P. 1613–1641.
77. Winterwerp J.C. On the dynamic of high-concentrated mud suspensions: PhD Thesis. Delft University of Technology, Delft, Netherlands, 1999. 204 p.
78. Zheleznyak M., Shepeleva T., Sizonenko V., Mezhueva I. Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from Chernobyl zone via aquatic pathways. *Radiation Protection Dosimetry*. 1997. Vol. 73 (1-4), P. 181–186.
79. Partheniades E. Erosion and deposition of cohesive soil. *Journal of the Hydraulics Division*. 1965. Vol. 91 (1). P. 105-139.
80. Krone R.B. Flume studies of the transport of sediment in estuarial processes. Final Report. Berkeley: University of California, 1962. 120 p.
81. Van Leer B. Toward the ultimate conservative difference scheme. V: A second order sequel to Godunov's method. *Journal of Computational Physics*. 1979. Vol. 32. P. 101-136.

- 82.Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов / под ред. В.П. Шведова. Москва: Атомиздат, 1964. 295 с.
- 83.Shannon L.V., Cherry R.D. Polonium-210 in marine plankton. *Nature*. 1967. Vol. 216 (5113). P. 352–353.
- 84.Carvalho F.P. Radionuclide concentration processes in marine organisms: A comprehensive review. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 186. P. 124–130.
- 85.Vives i Batlle J., Beresford N.A., Beaugelin-Seiller K., Bezhenar R., Brown J., Cheng J.-J., Čujić M., Dragović S., Duffa C., Fiévet B., Hosseini A., Jung K.T., Kamboj S., Keum D.-K., Kobayashi T., Kryshev A., LePoire D., Maderich V., Min B.-I., Periañez R., Sazykina T., Suh K.-S., Yu C., Wang C., Heling R. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 31–50.
- 86.Pauly D., Trites A., Capuli E., Christensen V. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*. 1998. Vol. 55 (3). P. 467–481.
- 87.Alava J., Gobas F. Modeling ^{137}Cs bioaccumulation in the salmon-resident killer whale food web of the Northeastern Pacific following the Fukushima Nuclear Accident. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 544. P. 56–67.
- 88.Rand G.M. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment. CRC Press., 1995. 1148 p.
- 89.Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. Technical Report Series No 422 / International Atomic Energy Agency. IAEA: Vienna, Austria, 2004. 95 p.
- 90.Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Copplestone D., Prohl G., Ulanovsky A. The ERICA tool. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99 (9). P. 1371–1383.

91. Copplestone D., Beresford N.A., Brown J.E., Yankovich T. An international database of radionuclide concentration ratios for wildlife: development and uses. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 126. P. 288–298.
92. Jones D., Domotor S., Higley K., Kocher D., Bilyard G. Principles and issues in radiological ecological risk assessment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 66 (1-2). P. 19–39.
93. Vives i Batlle J., Wilson R.C., Watts S.J., Jones S.R., McDonald P., Vives-Lynch S. Dynamic model for the assessment of radiological exposure to marine biota. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99. P. 1711–1730.
94. Cardwell R.D., DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J. Do Cd, Cu, Ni, Pb and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2013. Vol. 226. P. 101–122.
95. Kasamatsu F., Ishikawa Y. Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Marine Ecology Progress Series*. 1997. Vol. 160. P. 109–120.
96. Kanda J. Cesium-137 dispersion and biological transfer in coastal waters off Fukushima. *Presentation on the Seminar on Radiological Studies after the Fukushima accident*. Stockholm, 10 January 2013.
97. Mathews T., Fisher N. Trophic transfer of seven trace elements in a four-step marine food chain. *Marine Ecology Progress Series*. 2008. Vol. 367. P. 23–33.
98. Heling R., Koziy L., Bulgakov V. A dynamical approach for the uptake of radionuclides in marine organisms for the POSEIDON model system. *Radioprotection*. 2002. Vol. 37 (C1). P. 833–838.
99. Brown J., Borretzen P., Dowdall M., Sazykina T., Kryshev I. The derivation of transfer parameters in the assessment of radiological impacts on arctic marine biota. *Arctic*. 2004. Vol. 57 (3). P. 279–289.
100. Tateda Y., Tsumune D., Tsubono T. Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 124. P. 1–12.

101. Keum D.-K., Jun I., Kim B.-H., Lim K.-M., Choi Y.-H. A dynamic model to estimate the activity concentration and whole body dose rate of marine biota as consequences of a nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 140. P. 84–94.
102. Belharet M., Charmasson S., Tsumune D., Arnaud M., Estournel C. Numerical modeling of ^{137}Cs content in the pelagic species of the Japanese Pacific coast following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident using a size structured food-web model. *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14 (3): e0212616.
103. De Vries D.J., De Vries M.B. Modelling the fate of HCB and PCB153 in the lakes Ketelmeer and IJsselmeer. Report T250 Delft Hydraulics, 1988. 72 p.
104. Coughtrey P.J., Thorne M.C. Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A critical review of data. Vol 2. Rotterdam: A.A. Balkema, 1983. 565 p.
105. Krishnan K., Peyret T. Physiologically based toxicokinetic (PBTK) modeling in ecotoxicology. *Ecotoxicology Modeling / J. Devillers (ed.)* In: book series ETEP vol. 2. Springer Science + Business Media, LLC, 2009. P. 145–175.
106. Bungay P.M., Dedrick R.L., Guarino A.M. Pharmacokinetic modeling of the dogfish shark (*Squalus acanthias*): distribution and urinary and biliary excretion of phenol red and its glucuronide. *Journal of Pharmacokinetics and Biopharmaceutics*. 1976. Vol. 4 (5). P. 377–388.
107. Barron M.G., Stehly G.R., Hayton W.L. Pharmacokinetic modeling in aquatic animals. Models and concepts. *Aquatic Toxicology*. 1990. Vol. 17. P. 187–212.
108. Thomann R.V., Shkreli F., Harrison S. A pharmacokinetic model of cadmium in rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1997. Vol. 16. P. 2268–2274.
109. Otero-Muras I., Franco-Uria A., Alonso A.A., Balsa-Canto E. Dynamic multi-compartmental modelling of metal bioaccumulation in fish: Identifiability implications. *Environmental Modelling & Software*. 2010. Vol. 25. P. 344–353.

110. Wang X., Wang W.-X. Physiologically based pharmacokinetic model for inorganic and methylmercury in a marine fish. *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49. P. 10173–10181.
111. Harrison S.E., Klaverkamp J.F. Uptake, elimination and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis* Mitchill). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1989. Vol. 8 (1). P. 87–97.
112. Kleiber M. Body size and metabolism. *Hilgardia*. 1932. Vol. 6 (11). P. 315–351.
113. West G.B., Brown J.H., Enquist B.J. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. *Science*. 1997. Vol. 276. P. 122–126.
114. Brown J.H., Allen A.P., Gillooly J.F. The metabolic theory of ecology and the role of body size in marine and freshwater ecosystem. *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* / A.G. Hildrew, D.G. Raffaelli, R. Edmonds-Brown (eds.). Cambridge: Cambr. Univ. Press., 2007. P. 1–15.
115. Higley K.A., Bytwerk D.P. Generic approaches to transfer. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. Vol. 98 (1-2). P. 4–23.
116. Beresford N.A., Wood M.D., Vives i Batlle J., Yankovich T.L., Bradshaw C., Willey N. Making the most of what we have: application of extrapolation approaches in radioecological wildlife transfer models. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 373–386.
117. Vives i Batlle J., Wilson R.C., Watts S.J., McDonald P., Craze A. Derivation of allometric relationships for radionuclides in marine phyla. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 47–52.
118. Pouil S., Bustamante P., Warnau M., Metian M. Overview of trace element trophic transfer in fish through the concept of assimilation efficiency. *Marine Ecology Progress Series*. 2018. Vol. 588. P. 243–254.
119. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D. Similarities and differences of ¹³⁷Cs 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.
120. Hendriks A.J. The power of size: A meta-analysis reveals consistency of allometric regressions. *Ecological Modelling*. 2007. Vol. 205 (1-2). P. 196–208.
121. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 741–746.
122. Thomas D.N., Fisher N.S. Evaluation of body size and temperature on ^{137}Cs uptake in marine animals. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 202. P. 25–31.
123. Jeffree R.A., Markich S.J., Oberhaensli F., Teyssie J.-L. Radionuclide biokinetics in the Russian sturgeon and phylogenetic consistencies with cartilaginous and bony marine fishes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017. Vol. 177. P. 266–279.
124. Mathews T., Fisher N.S., Jeffree R.A., Teyssie J.-L. Assimilation and retention of metals in teleost and elasmobranch fishes following dietary exposure. *Marine Ecology Progress Series*. 2008. Vol. 360. P. 1–12.
125. Mathews T., Fisher N. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. *Science of the Total Environment*. 2009. Vol. 407 (18). P. 5156–5161.
126. Rouleau C., Tjalve H., Gottofrey J., Pelletier E. Uptake, distribution and elimination of $^{54}\text{Mn(II)}$ in the brown trout (*Salmo Trutta*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1995. Vol. 14 (3). P. 483–490.
127. Jeffree R.A., Warnau M., Teyssie J.-L., Markich S.J. Comparison of the bioaccumulation from seawater and depuration of heavy metals and radionuclides in the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthys) and the turbot *Psetta maxima* (Actinopterygii: Teleostei). *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 368. P. 839–852.
128. Takata H., Johansen M.P., Kusakabe M., Ikenoue T., Yokota M., Takaku H. A 30-year record reveals re-equilibration rates of ^{137}Cs in marine biota after the

- Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: Concentration ratios in pre- and post-event conditions. *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 675. P. 694–704.
129. Yankovich T., Beresford N., Wood M., Aono T., Anderson P., Barnett C.L., Bennett P., Brown J.E., Fesenko S., Fesenko J., Hosseini A., Howard B.J., Johansen P., Phaneuf M.M., Tagami K., Takata H., Twining J.R., Uchida S. Whole-body to tissue-specific concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. *Radiation Environmental Biophysics*. 2010. Vol. 49. P. 549565.
130. Yankovich T.L. Towards an improved ability to estimate internal dose to non-human biota: development of conceptual models for reference non-human biota. *SPEIR3: Proceedings of third international symposium on the protection of the environment from ionising radiation*. Vienna, Austria: IAEA, 2003. P. 365–373.
131. Kim S.H., Lee H., Lee S.H., Kim I. Distribution and accumulation of artificial radionuclides in marine products around Korean Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 146. P. 521–531.
132. Baudin J.P., Adam C., Garnier-Laplace J. Dietary uptake, retention and tissue distribution of ^{54}Mn , ^{60}Co and ^{137}Cs in the rainbow trout (*Oncorhynchus mikiss walbaum*). *Water Research*. 2000. Vol. 34 (11). P. 2869–2878.
133. 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.
134. Ambe D., Kaeriyama H., Shigenobu Y., Fujimoto K., Ono T., Sawada H., Saito H., Miki S., Setou T., Morita T., Watanabe T. A high-resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 133. P. 264–275.
135. Otsuka S., Kobayashi T. Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013. Vol. 185. P. 5419–5433.

136. Shigenobu Y., Ambe D., Kaeriyama H., Sohtome T., Mizuno T., Koshiishi Y., Yamasaki S., Ono T. Investigation of radiocesium translation from contaminated sediment to benthic organisms. *Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Grounds* / K. Nakata, H. Sugisaki (eds). Tokyo: Springer Japan, 2015. P. 91–98.
137. Wang C., Baumann Z., Madigan D.J., Fisher N.S. Contaminated marine sediments as a source of cesium radioisotopes for benthic fauna near Fukushima. *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50. P. 10448–10455.
138. Ono T., Ambe D., Kaeriyama H., Shigenobu Y., Fujimoto K., Sogame K., Nishiura N., Fujikawa T., Morita T., Watanabe T. Concentration of $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ bonded to the organic fraction of sediments offshore Fukushima, Japan. *Geochemical Journal*. 2015. Vol. 49. P. 219–227.
139. Ishimaru T., Tateda Y., Tsumune D., Aoyama M., Hamajima Y., Kasamatsu N., Yamada M., Yoshimura T., Mizuno T., Kanda J. Mechanisms of radiocesium depuration in *Sebastes cheni* derived by simulation analysis of measured ^{137}Cs concentrations off southern Fukushima 2014-2016. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 203. P. 200–209.
140. Vives i Batlle J., Wilson R.C., McDonald P. Allometric methodology for the calculation of biokinetic parameters for marine biota. *Science of the Total Environment*. 2007. Vol. 388. P. 256–269.
141. Iwata K., Tagami K., Uchida S. Ecological half-lives of radiocesium in 16 species in marine biota after the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47. P. 7696–7703.
142. Sohtome T., Wada T., Mizuno T., Nemoto Y., Igarashi S., Nishimune A., Aono T., Ito Y., Kanda J., Ishimaru T. Radiological impact of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident on invertebrates in the coastal benthic food web. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 138. P. 106–115.
143. Bezhenar R., Maderich V., Schirone A., Conte F., Martazinova V. Transport and fate of ^{137}Cs in the Mediterranean and Black Seas system during

- 1945-2020 period: A modelling study. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208-209, 106023, 14 p.
144. Heling R., Bezhenar R. The validation of the dynamic food chain model BURN-POSEIDON on Cs-137 and Sr-90 data of the Dnieper-Bug Estuary, Ukraine. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46 (6). P. 561–566.
145. Systems analysis and simulation in ecology / B.C. Patten (ed.). *Academic Press*, 1971. Vol. 1. P. 81–82.
146. Hunt G.J. Radiological assessment of ocean radioactivity / H. Livingston (Ed.). *Marine Radioactivity*. Amsterdam: Elsevier, 2004. P. 205–236.
147. Monitoring information of environmental radioactivity level / Nuclear Regulation Authority (Japan): веб-сайт. URL: <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/205/list-1.html> (дата звернення: 02.03.2020).
148. Fievet B., Bailly du Bois P., Laguionie P., Morillon M., Arnaud M., Cunin P. A dual pathways transfer model to account for changes in the radioactive cesium level in demersal and pelagic fish after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *PLoS One*. 2017. Vol. 12 (3), e0172442.
149. Horiguchi T., Kodama K., Aramaki T., Miyata Y., Nagao S. Radiocesium in seawater, sediments, and marine megabenthic species in coastal waters off Fukushima in 2012–2016, after the 2011 nuclear disaster. *Marine Environmental Research*. 2018. Vol. 137. P. 206–224.
150. Sazykina T.G. ECOMOD – an ecological approach to radioecological modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. Vol. 50 (3). P. 207–220.
151. Hakanson L., Fernandez J.A. A mechanistic sub-model predicting the influence of potassium on radiocesium uptake in aquatic biota. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001. Vol. 54. P. 345–360.
152. Pouil S., Oberhansli F., Swarzenski P.W., Bustamante P., Metian M. The role of salinity in the trophic transfer of ^{137}Cs in euryhaline fish. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 189. P. 255–260.
153. Maderich V., Bezhenar R., Brovchenko I., Martazinova V. Classification of radioactivity levels in the regions of the World Ocean using compartment

- modelling. *Advances in Intelligent Systems and Computing* 1019 / A. Palagin, A. Anisimov, A. Morozov, S. Shkarlet (eds). Mathematical Modeling and Simulation of Systems MODS-2019: Springer, Cham., 2020. P. 13–20.
154. Bezhenar R., Heling R., Ievdin I., Iosjpe M., Maderich V., Willemsen S., de With G., Dvorzhak A. Integration of marine food chain model POSEIDON in JRODOS and testing versus Fukushima data. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S137–S139.
155. Беженар Р., Мадерич В., Євдін Є., Бойко О., Ківва С. Камерна модель Чорного моря та її інтеграція в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичні машини і системи*. 2017. № 3. С. 111–119.
156. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group “Environment” / L. Anspaugh and M. Balonov (eds.). *Radiological assessment reports series*. International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, STI/PUB/1239, 2006. 166 p.
157. Report Chernobyl: 30 Years of Radioactive Contamination Legacy / V. Kashparov (ed.), UIAR of NUBiP of Ukraine, 2016. 59 p.
158. Talerko N. Mesoscale modelling of radioactive contamination formation in Ukraine caused by the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 78 (3). P. 311–329.
159. 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. 49 (3). P. 137–156.
160. Voitsekhovych O.V. Project status report of the Ukrainian Hydrometeorological Institute (UHMI), Central geophysical observatory (CGO), Marine Branch of UHMI. National Report for the IAEA Regional Technical Cooperation Project RER/2/003 “Marine Environmental Assessment in the Black Sea”, UHMI, Kiev–Sevastopol, 2001. 83 p.

161. 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 (4). P. 33–41.
162. 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. Presented at the First Biannual Scientific Conference “Black Sea Ecosystem 2005 and Beyond”, Istanbul, 8-10 May 2006.
163. Osvath I., Dovlete C., Bologa A. Radioactivity in the Romanian sector of the Black Sea. Proceedings of International Symposium on post-Chernobyl environmental radioactivity studies in East-European countries. Kazimierz, Poland, 1990. P. 108–112.
164. Voitsekhovych O.V., Kanivets V.V., Laptev G.V. Current state of radioactivity studies in the Ukrainian Hydrometeorological Institute (UHMI) 2002-2005. Progress Report to the IAEA. 2006.
165. Мирзоева Н.Ю., Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г. Содержание ^{90}Sr в донных отложениях Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС и его использование в качестве радиотрассера для оценки скорости осадконакопления. *Системы контроля окружающей среды*. 2005. С. 276–282.
166. 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.
167. Veleva-Georgieva B. Report on results obtained in Bulgaria on Black Sea environmental pollution, with a focus on marine radioactivity. RER/7/003-01-01, REPS No: T356950, 2006.
168. Bologa A.S., Patrascu V. Recent marine gamma radioactivity measurements in the Romanian Black Sea sector. *MARINA-MED report*. Luxemburg: European Commission, 1995. P. 523–530.
169. Gulin S.B., Mirzoyeva 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.
170. 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: Proceedings of the Second Eurasian Conference*. Vol. III. Almaty, Republic of Kazakhstan, 2003. P. 221–232.
171. Strezov A. Monitoring of Radionuclide and Heavy Metal Accumulation in Sediments, Algae and Biota in Black Sea Marine Ecosystems. *Sustainable Environment* / J. Srivastava (ed.). ISBN: 978-953-51-0120-8, InTech., 2002. P. 51–78.
172. 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 (1-4). P. 161–172.
173. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Стокозов Н.А., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Цицугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Поповичев В.Н., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию / ред. Г.Г. Поликарпова и В.М. Егорова. Севастополь: ЕКОСИ-Гідрофізика, 2008. 667 с.
174. Egorov V.N., Polikarpov G.G., Stokozov N.A., Kulebakina L.G., Mirzoeva N.Yu. Some data on the fate of ^{90}Sr in the aquatic system, including the region of Chernobyl NPP accident, the Black Sea and the Aegean Sea. *MARINA-MED report*. Luxemburg: European Commission, 1995. P. 557–583.
175. Patrascu V. Romanian contribution by NIMRD Constanza to radioactivity assessment in Black Sea biota. Report to the IAEA, 2006.
176. Black Sea physics reanalysis. *Copernicus Marine Environment Monitoring Service*: веб-сайт. URL: <http://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 02.03.2020).

177. Maderich V., Ilyin Yu., Lemeshko E. Seasonal and interannual variability of the water exchange in the Turkish Straits System estimated by modelling. *Mediterranean Marine Science*. 2015. Vol. 16 (2). P. 444–459.
178. Беженар Р. Реконструкція забруднення Чорного моря радіоактивним ^{137}Cs у період з 1945 по 2020 роки за допомогою камерної моделі POSEIDON-R. *Математичні машини і системи*. 2019. № 1. С. 80–93.
179. Nikitin A.I., Medinets V.I., Chumichev V.B., Katrich V.M., Vakulovsky S.M., Kozlov A.I., Lepeshkin V.I. Radioactive contamination of the Black Sea resulted from the Chernobyl accident as of October 1986. *Atomnaya Energy*. 1988. Vol. 65 (2). P. 134–137.
180. Kritidis P., Florou H. Estimation of ^{137}Cs deposited in Aegean, Cretian, Ionian Sea after the Chernobyl accident. *CIESM Proc. Rapp. Comm. Inter. Mer Medit*. 1990. Vol. 32 (1). P. 318.
181. 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 . *Environmental Science & Technology*. 2004. Vol. 38. P. 850–857.
182. Eremeev V.N., Chudinovskikh T.V., Batrakov G.F. Artificial radioactivity of the Black Sea. UNESCO reports in marine science, 1993. 95 p.
183. Marine Information System: веб-сайт. URL: <http://maris.iaea.org/> (дата звернення: 02.03.2020).
184. 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.
185. Katrich I.Y., Nikitin A.I., Medinets V.I., Lepeshkin V.I., Kabanov A.I., Semko N.N., Bazhanov V.N. Dynamics of the radioactive contamination caused by CNPP accident on observed data 1986-1990. *Ecological and hydrophysical consequences of the nuclear accidents / V.A Borzilov and I.I. Kryshev (eds.)*. Moscow: Hydrometeorological Publ., 1992. P. 57–61.
186. The Dnieper-South Bug Biota Scenario Description (Draft Version). Environmental Modelling for Radiation Safety Aquatic Working Group (AWG

- EMRAS): Ukrainian Scientific & Research Institute for Hydro-meteorology, Department of Monitoring of Radioactivity in the Environment, 2006. 24 p.
187. Vakulovsky S.M., Voitsekhovich O.V. Radioactive contamination of water bodies on contaminated area after Chernobyl NPP accident. *IAEA Symposium: Proceedings*. (Vienna, Austria, 16-20 October 1989), Vienna, Austria, 1990. P. 231–246.
188. 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 (2). С. 105–108.
189. Buessler 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 (2). P. S725–S745.
190. Tsimplis M.N., Zervakis V., Josey S.A., Peneva E.L., Struglia M.V., Stanev E.V., Theocaris A., Lionello P., Malanotte-Rizzoli P., Artale V., Tragou E., Oguz T. Changes in the oceanography of the Mediterranean Sea and their link to climate variability. *Mediterranean Climate Variability* / P. Lionello, P. Malanotte-Rizzoli, R. Boscolo (eds.). Amsterdam: Elsevier B.V., 2006. 227 p.
191. Mediterranean Sea physics reanalysis / *Copernicus Marine Environment Monitoring Service*: веб-сайт. URL: <http://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 02.03.2020).
192. Jordà G., Von Schuckmann K., Josey S.A., Caniaux G., García-Lafuente J., Sammartino S., Özsoy E., Polcher J., Poulain P.-M., Naranjo C., Chiggiato J., Macías D. The Mediterranean Sea Heat and Mass Budgets: Estimates, Uncertainties and Perspectives. *Progress in Oceanography*. 2017. Vol. 156. P. 174–208.
193. Delfanti R., Papucci C. Mediterranean Sea: Radionuclides. *Encyclopedia of Inorganic and Bioinorganic Chemistry* / D.A. Atwood (ed.). John Wiley & Sons, Ltd., 2011. 14 p.
194. Buffoni G., Cappelletti A. On the accumulation-dispersion processes of the tracer ^{137}Cs in the Italian Seas. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997. Vol. 37. P. 155–173.

195. Exposures from the Chernobyl accident / United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, Annex D. New York: United Nations, 1988. 68 p.
196. Marzano F.N., Triulzi C., Vaghi M., Evolution of radiocontamination of the Northern and Middle Adriatic Sea in the period 1979-1990. *Chemistry and Ecology*. 1996. Vol. 12. P. 239–246.
197. Papucci C., Charmasson S., Delfanti R., Gascó C., Mitchell P., Sanchez-Cabeza J.A. Time evolution and levels of manmade radioactivity in the Mediterranean Sea. *Radionuclides in the Oceans* / P. Guéguéniat, P. Germain, H. Métivier (eds.). Les Ulis, 1996. 177 p.
198. Martazinova V. The classification of synoptic patterns by method of analogs. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 2005. Vol. 7. P. 61–65.
199. The radiological exposure of population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea: MARINA-MED report / European Commission. Luxemburg: EC, 1995. 684 p.
200. Thébault H., Rodriguez A.M., Baena M.R., Andral B., Barisc D., Albaladeo J.B., Bologna A.S., Boudjenoun R., Defaltini R., Egorov V.N., Florou H., Kiniewald G., Noureddine A., Patrascu V., Warnau M. ¹³⁷Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Mediterranean Mussel Watch programme. *Marine Pollution Bulletin*. 2008. Vol. 57. P. 801–806.
201. Soto-Navarro J., Criado Aldeanueva F., García Lafuente J., Sánchez Román A. Estimation of the Atlantic inflow through the Strait of Gibraltar from climatological and in situ data. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2010. Vol. 115 (C10). C10023.
202. Besiktepe S., Sur, H.I., Özsoy E, Latif M.A., Oguz T., Ünlüata Ü. The circulation and hydrography of the Marmara Sea. *Progress in Oceanography*. 1994. Vol. 34. P. 285–334.
203. Radioactivity in the Baltic Sea 1984–1991: Baltic Sea Environment Proceedings No 61 / Helsinki convention on the protection of the Marine environment of the Baltic Sea Area (HELCOM), 1995. 182 p.

204. Radioactivity in the Baltic Sea 1999–2006: Baltic Sea Environment Proceedings No 117 / Helsinki convention on the protection of the Marine environment of the Baltic Sea Area (HELCOM), 2009. 60 p.
205. Periañez R., Bezhenar R., Iosjpe M., Maderich V., Nies H., Osvath I., Outola I., de With G. A comparison of marine radionuclide dispersion models for the Baltic Sea in the frame of IAEA MODARIA program. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 139. P. 66–77.
206. Leppäranta M., Myrberg K. Physical Oceanography of the Baltic Sea. Heidelberg, Germany: Springer-Praxis, 2009. 378p.
207. Winterhalter B., Floden T., Axberg S., Niemisto L. Geology of the Baltic Sea. Chapter 1. *The Baltic Sea* / A. Voipio (ed.). Elsevier Oceanography Series, 1981. Vol. 30. P. 1–418.
208. Charmasson S., Bailly du Bois P., Thebault H., Boust D., Fievet B. Radioactivity of Anthropic Origin in the Marine Environment. *The Land-Sea Interactions* / A. Monaco and P. Prouzet (eds.). ISTE Ltd and John Wiley & Sons, Inc., 2014. P. 237–282.
209. Gritchenko Z.G., Ivanova L.M., Orlova T.E., Tishkova N.A., Toporkov V.P., Tochilov I. The results of determination of Sr-90, Cs-134 and Cs-137 in the water of the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings: Three Year Observations of the Levels of Some Radionuclides in the Baltic Sea after the Chernobyl accident*. 1989. Vol. 31. P. 52–61.
210. Nies H. The distribution of Chernobyl fallout in the Baltic Sea and its change during 1987 and 1988. *Baltic Sea Environment Proceedings: Three Year Observations of the Levels of Some radionuclides in the Baltic Sea after the Chernobyl Accident*. 1989. Vol. 31. P. 10–30.
211. Monitoring of Radioactive Substances (MORS): веб-сайт. URL: <http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/home> (дата звращения: 02.03.2020).
212. Johannessen O.M., Volkov V.A., Pettersson L.M., Maderich V.S., Zheleznyak M.J., Gao Y., Bobylev L.P., Stepanov A.V., Neelov I.A., Nielsen S.P.

- Radioactivity and Pollution in the Nordic Seas and Arctic Region. Observations, Modelling and Simulations. Springer, Series: Springer Praxis Books, 2010. 408 p.
213. Atlantic – European north west shelf: ocean physics reanalysis from Met Office (1985-2014). *Copernicus Marine Environment Monitoring Service*: веб-сайт. URL: <http://marine.copernicus.eu/> (дата звернення: 02.03.2020)
214. ERA-Interim global atmospheric reanalysis dataset. *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*: веб-сайт. URL: <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/archive-datasets/reanalysis-datasets/era-interim> (дата звернення: 02.03.2020)
215. Povinec P.P., Bailly du Bois P., Kershaw P.J., Nies H., Scotto P. Temporal and spatial trends in the distribution of ^{137}Cs in surface waters of Northern European Seas – a record of 40 years of investigations. *Deep Sea Research Part II*. 2003. Vol. 50. P. 2785–2801.
216. OSPAR Data & Information Management System: веб-сайт. URL: https://odims.ospar.org/odims_data_files/ (дата звернення: 02.03.2020)
217. Mitchell P.I., Condren O.M., Leon Vintro L., McMahon C.A. Trends in plutonium, americium and radiocaesium accumulation and long-term bioavailability in the western Irish Sea mud basin. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 44. P. 223–251.
218. Radioactivity monitoring of the Irish environment. Radiological Protection Institute of Ireland. Dublin, 1985-2012.
219. Eidstedt M. Livsmedelskonsumtion och näringsinnehåll. Statistiskrapport 2013:04, Jordbruksverket, Sweden, 2013 (Інформація надана шведською енергетичною компанією Vattenfall в рамках проекту PRED0).
220. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS): Radionuclide Levels in Oceans and Seas. IAEA-TECDOC-1429 / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA, 2012. 196 p.
221. Chino M., Nakayama H., Nagai H., Terada H., Katata G., Yamazawa H. Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged

- from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2011. Vol. 48 (7). P. 1129–1134.
222. Stohl A., Seibert P., Wotawa G., Arnold D., Burkhardt J., Eckhardt S., Tapia C., Vargas A., Yasunari T.J. Xenon-133 and Caesium-137 Releases into the Atmosphere from the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant: Determination of the Source Term, Atmospheric Dispersion, and Deposition. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2012. Vol. 12 (5). P. 2313–2343.
223. Buessler K.O., Aoyama M., Fukasawa M. Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on Marine Radioactivity. *Environmental Science & Technology*. 2011. Vol. 45 (23). P. 9931–9935.
224. Kobayashi T., Nagai H., Chino M., Kawamura H. Source Term Estimation of Atmospheric Release Due to the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident by Atmospheric and Oceanic Dispersion Simulations: Fukushima NPP Accident Related. *Journal of nuclear science and technology*. 2013. Vol. 50 (3). P. 255–264.
225. Miyazawa Y., Masumoto Y., Varlamov S., Miyama T., Takigawa M., Honda M., Saino T. Inverse Estimation of Source Parameters of Oceanic Radioactivity Dispersion Models Associated with the Fukushima Accident. *Biogeosciences*. 2013 Vol. 10 (4). P. 2349–2363.
226. Buessler K., Dai M., Aoyama M., Benitez-Nelson C., Charmasson S., Higley K., Maderich V., Masque P., Morris P.J., Oughton D., Smith J.N. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the Ocean: transport, fate, and impacts. *Annual Reviews of Marine Sciences*. 2017. Vol. 9. P. 173–203.
227. Terada H., Katata G., Chino M., Nagai H. Atmospheric Discharge and Dispersion of Radionuclides During the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident. Part II: Verification of the Source Term and Analysis of Regional-Scale Atmospheric Dispersion. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. Vol. 112. P. 141–154.
228. Katata G., Ota M., Terada H., Chino M., Nagai H. Atmospheric Discharge and Dispersion of Radionuclides During the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident. Part I: Source Term Estimation and Local-Scale Atmospheric

- Dispersion in Early Phase of the Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. Vol. 109. P. 103–113.
229. Mathieu A., Korsakissok I., Quélo D., Groëll J., Tombette M., Didier D., Quentric E., Saunier O., Benoit J.-P., Isnard O. Atmospheric Dispersion and Deposition of Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Elements*. 2012. Vol. 8 (3). P. 195–200.
230. Winiarek V., Bocquet M., Duhanyan N., Roustan Y., Saunier O., Mathieu A. Estimation of the Caesium-137 Source Term from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Using a Consistent Joint Assimilation of Air Concentration and Deposition Observations. *Atmospheric environment*. 2014. Vol. 82. P. 268–279.
231. Saunier O., Mathieu A., Didier D., Tombette M., Quélo D., Winiarek V., Bocquet M. An Inverse Modeling Method to Assess the Source Term of the Fukushima Nuclear Power Plant Accident Using Gamma Dose Rate Observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2013. Vol. 13 (22). P. 11403–11421.
232. Katata G., Chino M., Kobayashi T., Terada H., Ota M., Nagai H., Kajino M., Draxler R., Hort M.C., Malo A., Torii T., Sanada Y. Detailed Source Term Estimation of the Atmospheric Release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident by Coupling Simulations of an Atmospheric Dispersion Model with an Improved Deposition Scheme and Oceanic Dispersion Model. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2015. Vol. 1-5. P. 1029–1070.
233. Kawamura H., Kobayashi T., Furuno A., In T., Ishikawa Y., Nakayama T., Shima S., Awaji T. Preliminary Numerical Experiments on Oceanic Dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs Discharged into the Ocean Because of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Disaster. *Journal of nuclear science and technology*. 2011. Vol. 48 (11). P. 1349–1356.
234. Estournel C., Bosc E., Bocquet M., Ulses C., Marsaleix P., Winiarek V., Osvath I., Nguyen C., Duhaut T., Lyard F., Michaud H., Auclair F. Assessment of the Amount of Cesium-137 Released into the Pacific Ocean after the Fukushima Accident and Analysis of Its Dispersion in Japanese Coastal Waters. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2012 Vol. 117. C11014.

235. Bailly du Bois P., Laguionie P., Boust D., Korsakissok I., Didier D., Fiévet B. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-Ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. Vol. 114. P. 2–9.
236. Charette M.A., Breier C.F., Henderson P.B., Pike S.M., Rypina I.I., Jayne S.R., Buesseler K.O. Radium-Based Estimates of Cesium Isotope Transport and Total Direct Ocean Discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant Accident. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10. P. 2159–2167.
237. Rypina I.I., Jayne S.R., Yoshida S., Macdonald A.M., Douglass E., Buesseler K. Short-term dispersal of Fukushima-derived radionuclides off Japan: modelling efforts and model-data intercomparison. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10 (7). P. 4973–4990.
238. Aoyama M., Hamajima Y., Hult M., Uematsu M., Oka E., Tsumune D., Kumamoto Y. ^{134}Cs and ^{137}Cs in the North Pacific Ocean Derived from the March 2011 Tepco Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident, Japan. Part One: Surface Pathway and Vertical Distributions. *Journal of oceanography*. 2015. Vol. 72. P. 53–65.
239. Inomata Y., Aoyama M., Tsubono T., Tsumune D., Hirose K. Spatial and Temporal Distributions of ^{134}Cs and ^{137}Cs Derived from the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident in the North Pacific Ocean by Using Optimal Interpolation Analysis. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2016. Vol. 18 (1). P. 126–136.
240. Nagao S., Kanamori M., Ochiai S., Tomihara S., Fukushi K., Yamamoto M. Export of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by typhoon Roke in September 2011. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10 (10). P. 6215–6223.
241. Kanda J. Continuing ^{137}Cs Release to the Sea from the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10 (9). P. 6107–6113.
242. Buesseler K.O., Jayne S.R., Fisher N.S., Rypina I.I., Baumann H., Baumann Z., Breier C.F., Douglass E.M., George J., Macdonald A.M., Miyamoto H., Nishikawa J., Pike S.M., Yoshida S. Fukushima-Derived

- Radionuclides in the Ocean and Biota Off Japan. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2012. Vol. 109 (16). P. 5984–5988.
243. Kusakabe M., Oikawa S., Takata H., Misonoo J. Spatiotemporal Distributions of Fukushima-Derived Radionuclides in Nearby Marine Surface Sediments. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10 (7). P. 5019–5030.
244. Cho Y.-K., Seo G.-H., Choi B.-J., Kim S., Kim Y.-G., Youn Y.-H., Dever E.P. Connectivity among straits of the Northwestern Pacific marginal seas. *Journal of Geophysical Research*. 2009. Vol. 114. C06018.
245. Goshawk J.A., Clarke S., Smith C.N., McDonald P. MEAD (part I) – a mathematical model of the long-term dispersion of radioactivity in shelf sea environments. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 68. P. 115–135.
246. Choi B.H. Tidal computations for the Yellow Sea. *Coastal Engineering*. 1986. Vol. 6. P. 67–81.
247. Choi B.H., Mun J.Y., Ko J.S., Yuk J.H. Simulation of suspended sediment in the Yellow and East China Seas. *China Ocean Engineering*. 2005. Vol. 19. P. 235–250.
248. Hirose K., Igarashi Y., Aoyama M. Analysis of the 50-year records of the atmospheric deposition of long-lived radionuclides in Japan. *Applied Radiation and Isotopes*. 2008. Vol. 66. P. 1675–1678.
249. Nakano M., Simulation of the advection-diffusion-scavenging processes for ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the Japan Sea. *Radioactivity in the Environment*. 2006. Vol. 8. P. 433–448.
250. Kang D.-J., Chung C.S., Kim S.H., Kim K.-R., Hong G.H. Distribution of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the surface waters of the East Sea (Sea of Japan). *Marine Pollution Bulletin*. 1997. Vol. 35. P. 305–312.
251. Hong G.H., Chung C.S., Lee S.-H., Kim S.H., Baskaran M., Lee H.M., Kim Y.I., Yang D.B., Kim C.K. Artificial radionuclides in the Yellow Sea: inputs and redistribution. *Radioactivity in the Environment*. 2006. Vol. 8. P. 96–133.

252. Nagaya Y., Nakamura K. Artificial radionuclides in the western Northwestern Pacific (I): ^{90}Sr and ^{137}Cs in the deep waters. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*. 1981. Vol. 37. P. 135–144.
253. Miyake Y., Saruhashi K., Sugimura Y., Kanazawa T., Hirose K. Contents of ^{137}Cs , plutonium and americium isotopes in the southern ocean waters. *Papers in Meteorology and Geophysics*. 1988. Vol. 39 (3). P. 95–113.
254. Miyao T., Hirose K., Aoyama M., Igarashi Y. Temporal variation of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the Sea of Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1998. Vol. 40. P. 239–250.
255. Aoyama M., Hirose K. Artificial radionuclides database in the Pacific Ocean: HAM database. *The Scientific World Journal*. 2004. Vol. 4. P. 200–215.
256. Environmental Radioactivity Database. *Japan Chemical Analysis Center*: веб-сайт. URL: <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top> (дата звернення 02.03.2020).
257. Hong G.H., Lee S.-H., Kim S.-H., Chung C.-S., Baskaran M. Sedimentary fluxes of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{210}Pb in the East Sea (Sea of Japan). *Science of the Total Environment*. 1999. Vol. 237-238. P. 225–240.
258. Otsuka S., Amano H., Ito T., Kawamura H., Kobayashi T., Suzuki T., Togawa O., Chaykovskaya E.L., Lishavskaya T.S., Novichkov V.P., Karasev E.V., Tkalin A.V., Volkov Y.N. Anthropogenic radionuclides in sediment in the Japan Sea: distribution and transport processes of particulate radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 91. P. 128–145.
259. Wada T., Fujita T., Nemoto Y., Shimamura S., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Narita K., Watanabe M., Hatta N., Ogata Y., Morita T., Igarashi S. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: an update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 164. P. 312–324.
260. Aoyama M., Bezhenar R., Maderich V., Tateda Y., Tsumune D. Artificial radionuclides dataset of seawater, sediment and biota in marine environment at the Black Sea and off the Fukushima. *Geophysical Research Abstracts*. 2018. Vol. 20. EGU2018-2189-1.

261. Radioactivity in the Environment Database / Japanese Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology: веб-сайт. URL: <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top> (дата звернення 02.03.2020).
262. Yamanaka I. The fisheries forecasting system in Japan for coastal pelagic fish. FAO Fisheries Technical Paper 301, 1988. 72 p.
263. Tateda Y., Tsumune D., Tsubono K., Misumi M., Yamada T., Kanda J., Ishimaru T. Status of ^{137}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. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 495–501.
264. Casacuberta N., Masqué P., Garcia-Orellana J., Garcia-Tenorio R., Buesseler K.O. ^{90}Sr and ^{89}Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10. P. 3649–3659.
265. Steinhauser G., Schauer V., Shozugawa K. Concentration of Strontium-90 at selected hot spots in Japan. *PLoS One*. 2013. Vol. 8 (3). e57760.
266. Igarashi Y., Otsuji-Hatori M., Hirose K. Recent deposition of ^{90}Sr and ^{137}Cs observed in Tsukuba. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1996. Vol. 31. P. 157–169.
267. Igarashi Y., Aoyama M., Hirose K., Povinec P., Yabuki S. What anthropogenic radionuclides (^{90}Sr and ^{137}Cs) in atmospheric deposition, surface soils and aeolian dusts suggest for dust transport over Japan. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*. 2005. Vol. 5. P. 51–69.
268. Povinec P.P., Aarkrog A., Buesseler K.O., Delfanti R., Hirose K., Hong G-H., Ito T., Livingston H.D., Nies H., Noshkin V.E., Shima S., Togawa O. ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans – WOMARS results. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 81. P. 63–87.
269. Ikeuchi Y. Temporal variations of ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in Japanese coastal surface seawater and sediments from 1974 to 1998. *Deep Sea Research Part II*. 2003. Vol. 50. P. 2713–2728.

270. Ito T., Otsuka S., Kawamura H. Estimation of total amounts of anthropogenic radionuclides in the Japan Sea. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2007. Vol. 44 (6). P. 912–922.
271. Kawamura H., Ito T., Kobayashi T., Otsuka S., Hirose N., Togawa O. Numerical experiment for Strontium-90 and Cesium-137 in the Japan Sea. *Journal of Oceanography*. 2010. Vol. 66. P. 649–662.
272. Беженар Р. Моделювання накопичення радіоактивного ^{90}Sr у морських організмах. *Математичні машини і системи*. 2017. № 1. С. 61–70.
273. Povinec P.P., Hirose K., Aoyama M. Radiostrontium in the western North Pacific: characteristics, behavior, and the Fukushima impact. *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46 (18). P. 10356–10363.
274. Periañez R., Suh K.-S., Min B.-I., Casacuberta N., Masque P. Numerical modelling of the releases of ^{90}Sr from Fukushima to the ocean: an evaluation of the source term. *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47 (21). P. 12305–12313.
275. Oikawa S., Takata H., Watabe T., Misonoo J., Kusakabe M. Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10. P. 5031–5047.
276. Povinec P., Hirose K., Aoyama M. Fukushima accident: Radioactivity impact on the environment. Elsevier Science, 2013. 382 p.
277. Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards. Interim edition / International Atomic Energy Agency. Vienna, Austria: IAEA. 2011. 282 p.
278. The 90th Statistical Yearbook of MAFF (2014-2015). Volume XII: Fishery; Chapter 4 (4) Catch volumes and values per sea region / prefecture for major types of fish / Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries of Japan, 2016. URL: <http://www.maff.go.jp/e/data/stat/90th/index.html> (дата звернення: 02.03.2020).

279. Hamby D.M. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1994. Vol. 32. P. 135–154.
280. Suh K.S., Han M.H., Jung S.H., Lee C.W. Numerical simulation for a long-range dispersion of a pollutant using Chernobyl data. *Mathematical and Computer Modeling*. 2009. Vol. 49. P. 337–343.
281. Zheleznyak M., Heling R., Raskob W. Hydrological dispersion module of the decision support system RODOS. *Radioprotection*. 2002. Vol. 37 (C1). P. 683–688.
282. Mikkelsen T., Thykier-Nielsen S., Astrup P., Santabárbara J.M., Sørensen J.H., Rasmussen A., Robertson L., Ullerstig A., Deme S., Martens R., Bartzis J.G., Päsler-Sauer J. MET-RODOS: A comprehensive atmospheric dispersion module. *Radiation Protection Dosimetry*. 1997. Vol. 73 (1-4). P. 45–55.
283. Päsler-Sauer J. Description of the atmospheric dispersion model ATSTEP. RODOS Report: RODOS(RA2)-TN(04)-03, 2004. 30 p. URL: <https://resy5.iket.kit.edu/RODOS/> (дата звернення: 02.03.2020).
284. Thykier Nielsen S., Deme S., Mikkelsen T. Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF. RODOS report: RODOS(WG2)-TN(98)-02, 1998. 58 p. URL: <https://resy5.iket.kit.edu/RODOS/> (дата звернення: 02.03.2020).
285. Andronopoulos S., Davakis E., Bartzis J., Kovalets I. RODOS meteorological pre-processor and atmospheric dispersion model DIPCOT: a model suite for radionuclides dispersion in complex terrain. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. 77–84.
286. Janicke L. Particle simulation of inhomogeneous turbulent diffusion. *Air Pollution Modeling and Its Application II*. 1983. P. 527-535.
287. Robertson L. MATCH development during the EURANOS project. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. 85–88.
288. Kolomeev M., Madsen H. Description of RETRACE: A new catchment model of the hydrological dispersion module in the RODOS system. Report of FP5 DAONEM Project. Karlsruhe: FZK, 2002. 32 p.

289. Zheleznyak M.J., Tkalic P.V., Lyashenko G.B., Marinets A.V. Aquatic dispersion model – first approaches to integration into the E decision support system based on post-Chernobyl experience. *Radiation Protection Dosimetry*. 1993. Vol. 50. P. 235–242.
290. Muller H., Gering F., Prohl G. Model description of the aquatic food chain and dose module FDMA in RODOS PV4.0. RODOS Report WG3-TN(99)18, 2004. 22 p.
291. Sundell-Bergman S., Avila R., Grusell E., Haggkvist K., de With G., Maderich V. Final report on the PREDO project. Solna, Sweden: Vattenfall, 2015. 19 p.
292. De With G., Maderich V., Willemsen S., Bezhenar R. Methodology for the assessment of radioactive releases to the aquatic environment. Report on the PREDO project. Solna, Sweden: Vattenfall, 2015. 133 p.
293. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp / Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company. Report TR-10-03, 2010. 495 p.
294. Forsmark, 2014. (Інформація надана шведською енергетичною компанією Vattenfall в рамках проекту PREDO).
295. Homeostasis and Toxicology of Essential Metals: Vol. 31A. *Fish Physiology* / C.M. Wood, A.P. Farrell, C.J. Brauner (Eds.). Elsevier Inc., 2012. 497 p.
296. Tugrul S., Beşiktepe T., Salihoglu I. Nutrient exchange fluxes between the Aegean and Black Seas through the Marmara Sea. *Mediterranean Marine Science*. 2002. Vol. 3/1. P. 33–42.
297. Dumping of radioactive waste and radioactive contamination in the Kara Sea: result from 3 years of investigation (1992-1994) / Norwegian Radiation Protection Authority. Oslo, Norway: Osteras, 1996. 56 p.
298. Sparholt H. Fish species interactions in the Baltic Sea. *Dana*. 1994. Vol. 10. P. 131–162.

ДОДАТКИ

Додаток А
Акти впровадження

ЗАТВЕРДЖУЮ
Директор Українського
гідрометеорологічного центру



М.І. Кульбіда

" 02 2020 р.

про впровадження результатів дисертаційної роботи
Беженара Романа Васильовича
на тему "Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем
для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки"

Комісія Українського гідрометеорологічного центру у складі:

- голова комісії – Табачний Л.Я., начальник Центру прогнозування наслідків радіаційних аварій (ЦПНРА);
- член комісії – Кокот І.І., заступник начальника ЦПНРА;
- член комісії – Григор'єв О.В., інженер-гідролог,

склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження Беженара Романа Васильовича у частині розробки модуля оцінки доз опромінення населення, яке воно може отримати за рахунок радіоактивного забруднення поверхневих прісних вод, впроваджені в Українському гідрометеорологічному центрі. Зокрема, комісія встановила, що:

1. Використання моделі переносу радіонуклідів прісноводними ланцюжками живлення FDMA в гідромодулі системи підтримки прийняття рішень з реагування на радіаційні аварії RODOS та її адаптація до території України дозволили здійснювати оцінки доз опромінення населення, які воно отримує за рахунок прісноводних шляхів поширення радіонуклідів у довкіллі.
2. Застосування моделі FDMA в рамках системи RODOS дало можливість оцінювати відповідні дози для населення внаслідок можливих аварійних скидів АЕС у Каховське водосховище, річки: Горинь, Південний Буг, Прип'ять, Стир.

Голова комісії

Л.Я. Табачний

Члени комісії

І.І. Кокот

О.В. Григор'єв

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор Українського
гідрометеорологічного інституту
ДСНС України та НАН України, член-
кореспондент НАН України
Володимир ОСАДЧИЙ



" 02 2020 р.

АКТ

**про впровадження результатів дисертаційної роботи
Беженара Романа Васильовича**

на тему "Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем
для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки"

Комісія у складі: заст. директора з наук. роботи, д.геогр.н. Юрій ІЛЬІН (голова комісії), зав. відділу радіаційного моніторингу природного середовища, к.геогр.н. Олег ВОЙЦЕХОВИЧ та ст. наук. співробітник Геннадій ЛАПТЄВ (члени комісії) склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження Беженара Романа Васильовича у частині розробки інформаційних технологій моделювання переносу забруднень в морському середовищі використовуються у діяльності відділу радіаційного моніторингу природного середовища (ВРМПС) УкрГМІ. Зокрема, комісія встановила, що:

1. Результати дисертаційного дослідження з реконструкції радіаційного забруднення Чорного і Азовського морів, прогнозу змін концентрацій радіоактивних ^{137}Cs ^{90}Sr у воді, донних відкладеннях та морській біоті дозволили оцінити стан забруднення морського довкілля та його зміни у майбутньому, що необхідно для планування експериментальних досліджень радіоактивного забруднення.

2. Виділені у роботі за допомогою методу класифікації радіоактивного забруднення морів "еталонні" камери є оптимальними областями для проведення вимірювань концентрацій радіонуклідів у Чорному морі.

Голова комісії, заст. директора
з наукової роботи, д.геогр.н.

Юрій ІЛЬІН

Члени комісії:

Зав. ВРМПС, к.геогр.н.

Олег ВОЙЦЕХОВИЧ

С.н.с. ВРМПС

Геннадій ЛАПТЄВ

KOREA INSTITUTE OF OCEAN SCIENCE & TECHNOLOGY

2020 February 20

Institute of Mathematical Machine
and System Problems NAS of
Ukraine
Glushkova avenue, 42, Kyiv
03187, Ukraine

To whom it may concern

This letter certifies that the results of Dr. Roman Bezhenar, which are presented in his Doctor of Sciences Thesis “Information technologies of aquatic ecosystems contamination modeling for the computer support of decisions in radiation safety”, have been used to inform the government and the population of Republic of Korea about the consequences of the accident at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant.

In particular, these results allowed to:

1. Estimate and predict the concentrations of radionuclides in different sea food species and fish species in the seas around the Korea after the accident and in subsequent periods;
2. Estimate and predict potential doses to population from consumption of seafood;
3. Obtain necessary information for making decisions on radiation safety for population.

The novel modeling technologies developed by Dr. R. Bezhenar provided trustworthy results that have been repeatedly proven by comparing them with field measurements.

Sincerely,



Dr. Kyeong Ok Kim
Principal researcher
Korea Institute of Ocean Science and Technology
Busan Metropolitan City,
Republic of Korea



2020 February 20

Institute of Mathematical Machine and
System Problems NAS of Ukraine
Glushkova avenue, 42, Kyiv
03187, Ukraine

To whom it may concern

This letter is to confirm that the results of studies by Dr. Roman Bezhenar, which are presented in his Doctor of Sciences Thesis “Information technologies of aquatic ecosystems contamination modeling for the computer support of decisions in radiation safety”, have been implemented in the “PREDO” platform developed by AFRY AB (former Facilia AB) for assessment of doses to the public from routine discharges of radionuclides to the environment from nuclear installations in Sweden. The new approach for assimilation of radionuclides in fish developed by Dr. R. Bezhenar allowed to improve the accuracy of estimations of the contamination level in different fish species; up to one order of magnitude in comparison with existed models.

Sincerely,

A handwritten signature in blue ink that reads "R. Moreno".

Dr. Rodolfo Avila Moreno

Section Head, Nuclear
AFRY AB
Stockholm
Sweden
+46707671366
rodolfo.avila@afry.com



Karlsruhe Institute of Technology

KIT IKET, Hermann von Helmholtz Platz 1 | 76344 Eggenstein-Leopoldshafen, Germany

To Scientific Council of the IMMSP

Institute of Mathematical Machine and System Problems NAS of
Ukraine (IMMSP)
Glushkova avenue, 42, Kyiv
03187, Ukraine

IKET

Leiter/in: Dr. Tromm

Hermann von Helmholtz Platz 1
76344 Eggenstein-Leopoldshafen

Telefon: 0721 608 22480

Fax: 0721 608-28452

E-Mail: wolfgang.raskob@kit.edu

Web: www.kit.edu

Bearbeiter/in: W. Raskob

Unser Zeichen: WR

Datum: 27.02.2020



Re.: Roman Bezhenar

This letter confirms that the results of the research and development of Roman Bezhenar, (Ph.D), have been implemented into of the Hydrological Dispersion Module of JRODOS (Java based Real-time On-line Decision Support) system for off-site emergency management after nuclear accidents (<https://resy5.iket.kit.edu/JRODOS/>). The content of his research was presented to the Scientific Council of IMMPS as Doctor of Sciences Thesis "Information technologies of aquatic ecosystems contamination modelling for the computer support of decisions in radiation safety".

Dr. Bezhenar has developed the simulation model FDMA (Foodchain and Dose Model - Aquatic) and he customized it for the aquatic pathways in the areas around four Ukrainian Nuclear Power Plants. The JRODOS system with the FDMA module is installed in the crisis centers of these NPPs and in the emergency response centers of the Ukrainian state agencies.

Dr Bezhenar also developed the compartment model for the transfer of radionuclides in the marine environment, POSEIDON-R, and has participated in its integration into JRODOS.

The two modules FDMA and POSEIDON-R, developed by Dr Bezhenar, are fully integrated into JRODOS and are coupled now to further hydrological as well atmospheric dispersion models of JRODOS. This allows to perform dose assessment of the population from freshwater and marine pathways as integral part of the operational JRODOS system.

Sincerely,

Wolfgang Raskob,

Deputy Head of the Institute of Nuclear and Energy Technologies (ITES) of the Karlsruhe Institute of Technology (KIT)

Coordinator of the JRODOS development within EU RTD Framework Programmes
Coordinator of JRODOS implementations within EU EuroAid projects

Karlsruhe Institute of Technology (KIT)
Kaiserstr. 12
76131 Karlsruhe, Germany
URL: www.kit.edu DE: 29670428

President: Prof. Dr.-Ing. Holger Hesse
Vice Presidents: Dr. Elke Laise Barbedid, Dr. Ulrich Strauß,
Prof. Dr. Thomas Hirth, Prof. Dr. Oliver Kraft,
Prof. Dr. Alexander Waack

LBW Bank
IBAN: DE44 6006 0191 7006 6001 49
BIC: BWLF33

LBW Bank
IBAN: DE 33 0006 0191 7006 6012 96
BIC: BWLF33

Додаток Б

Список публікацій здобувача за темою дисертаційної роботи

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 741–746.
2. Zheleznyak M., Potempski S., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Kadlubowski A., Trybushnyi D. Hydrological dispersion module of JRODOS: development and pilot implementation – the Vistula river basin. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. 113–122.
3. Heling R., Bezhenar R. The validation of the dynamic food chain model BURN-POSEIDON on Cs-137 and Sr-90 data of the Dnieper-Bug Estuary, Ukraine. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46 (6). P. 561–566.
4. Беженар Р.В., Мороз Н.А., Савелий Л.Л. Адаптация трехмерной численной модели ТРИТОКС для прогнозирования гидрохимического режима водоема-охладителя Запорожской АЭС. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 1 (41). С. 70–76.
5. Беженар Р.В., Бровченко И.А., Железняк М.И., Кошебудцкий В.И., Мадерич В.С. Моделирование радиоактивного загрязнения морской среды при аварии на АЭС Фукусима. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 4 (44). С. 82–91.
6. Moroz N.A., Bezhenar R.V., Saveliy L.L. Improvement of ecological monitoring of water quality (content of heavy metals) in system of technical water supply of Zaporizhzhya Nuclear Power Plant (Ukraine). *International Journal of Energy for a Clean Environment*. 2012. Vol. 13 (1-4). P. 75–103.
7. Maderich V., Bezhenar R., Heling R., De With G., Jung K.T., Myoung J.G., Cho Y.-K., Qiao F., Robertson L. Regional long-term model of radioactivity dispersion

and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 131. P. 4–18.

8. Maderich V., Jung K.T., Bezhenar R., de With G., Qiao F., Casacuberta N, Mascue P., Kim Y.H. Dispersion and fate of ^{90}Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 494-495. P. 261–271.

9. Periañez R., Bezhenar R., Iosjpe M., Maderich V., Nies H., Osvath I., Outola I., de With G. A comparison of marine radionuclide dispersion models for the Baltic Sea in the frame of IAEA MODARIA program. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 139. P. 66–77.

10. Vives i Batlle J., Beresford N.A., Beaugelin-Seiller K., Bezhenar R., Brown J., Cheng J.-J., Cujic M., Dragovic S., Duffa C., Fievet B., Hosseini A., Jung K.T., Kamboj S., Keum D.-K., Kryshev A., LePoire D., Maderich V., Min B.-I., Perianez R., Sazykina T., Suh K.-S., Yu C., Wang C., Heling R. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 31–50.

11. 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.

12. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. Modelling of marine radionuclide dispersion in IAEA MODARIA program: Lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 569-570. P. 594–602.

13. Bezhenar R., Heling R., Ievdin I., Iosjpe M., Maderich V., Willemsen S., de With G., Dvorzhak A. Integration of marine food chain model POSEIDON in JRODOS and testing versus Fukushima data. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S137–S139.

14. Беженар Р. Моделювання накопичення радіоактивного ^{90}Sr у морських організмах. *Математичні машини і системи*. 2017. № 1. С. 61–70.

15. Беженар Р., Мадерич В., Євдін Є., Бойко О., Ківва С. Камерна модель Чорного моря та її інтеграція в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичні машини і системи*. 2017. № 3. С. 111–119.
16. 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.
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. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jung K.T., Kamidaria Y., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Maderich V., Suh K.S. Fukushima ^{137}Cs releases dispersion modelling over the Pacific Ocean. Comparisons of models with water, sediment and biota data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 198. P. 50–63.
19. Беженар Р. Реконструкція забруднення Чорного моря радіоактивним ^{137}Cs у період з 1945 по 2020 роки за допомогою камерної моделі POSEIDON-R. *Математичні машини і системи*. 2019. № 1. С. 80–93.
20. Maderich V., Bezhenar R., Brovchenko I., Martazinova V. Classification of radioactivity levels in the regions of the World Ocean using compartment modelling. *Advances in Intelligent Systems and Computing* 1019 / A. Palagin, A. Anisimov, A. Morozov, S. Shkarlet (eds). *Mathematical Modeling and Simulation of Systems MODS-2019*: Springer, Cham., 2020. P. 13–20.
21. Bezhenar R., Maderich V., Schirone A., Conte F., Martazinova V. Transport and fate of ^{137}Cs in the Mediterranean and Black Seas system during 1945–2020 period: A modelling study. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208–209. 106023. 14 p.
22. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Maderich V., McGinnity P., Osvath I., Suh K.S., de With G. Marine radionuclide transport modelling: Recent developments, problems and challenges. *Environment Modelling and Software*. 2019. Vol. 122. 104523. 19 p.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

23. Беженар Р., Хелінг Р. Модифікація динамічної моделі переносу радіонуклідів через ланцюжок живлення морських організмів і інтеграція її в камерну модель POSEIDON-R. *Моделирование-2006*: сб. трудов конф. Института проблем моделирования в энергетике им. Г.Е. Пухова НАН Украины (Киев, 16-18 мая 2006 г.). Киев, 2006. С. 109–113.

24. Бойко А., Беженар Р., Железняк М., Ковалец И., Трибушный Д., Примаченко А., Шляхтун Н., Удовенко О. Демонстрационная версия “Дунай-Демо” обновленного модуля гидрологической дисперсии радионуклидов системы RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2007*: тези доповідей Другої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Київ-Жукін, 25-29 червня 2007 р.). Київ-Жукін, 2007. С. 18–21.

25. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Proceedings of the International conference on radioecology and environmental radioactivity* (Bergen, Norway, 15-20 June 2008). Bergen, Norway, 2008. Part 1. P. 26–29.

26. Raskob W., Trybushnyi D., Zheleznyak M., Bezhenar R., Ievdin I., Kovalets I., Maderich V., Kim Y.H., Jung K.T. Application of the terrestrial and aquatic models of JRODOS for Fukushima accident. *Environment and nuclear renaissance: International conference on radioecology and environmental radioactivity* (Hamilton, Ontario Canada, 19-24 June 2011). Hamilton, Ontario Canada, 2011. Abstract N 987.

27. Беженар Р.В., Кошебуцький В.І., Бровченко І.О., Мадерич В.С., Железняк М.Й. Моделювання розповсюдження Cs-137 в прибережних водах та накопичення його на дні в результаті аварії на атомній станції Фукусіма-1. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2011*: тези доповідей Шостої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Чернігів, 27-30 червня 2011 р.). Чернігів, 2011. С. 82–84.

28. Bezhenar R., Maderich V., Heling R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological assessment by compartment model POSEIDON-R of radioactivity released in the ocean following Fukushima Daiichi accident. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 7-12 April 2013). Vienna, Austria, 2013. Vol. 15. EGU2013-536-4.

29. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung К.-Т. Моделювання довгострокової динаміки розповсюдження радіонуклідів у морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма та оцінка отриманих доз населенням в результаті споживання забруднених морепродуктів. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2013: тези доповідей Восьмої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів-Жукін 24-28 червня 2013 р.). Чернігів-Жукін, 2013. С. 62–65.

30. Heling R., Maderich V., Bezhenar R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological Assessment of Radioactivity Released in the Ocean Following the Fukushima Daiichi Accident by Means of the Compartment Model POSEIDON-R. *Book of Abstracts of 12th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements* (Athens, Georgia USA, 16-20 June 2013). Athens, Georgia USA, 2013.

31. Jung K.T., Maderich V., Bezhenar R., Qiao F., Casacuberta N, Mascue P. ⁹⁰Sr Dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 27 April – 2 May 2014). Vienna, Austria, 2014. Vol. 16. EGU2014-2616.

32. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung К.-Т. Моделювання розповсюдження радіонукліду ⁹⁰Sr в північно-західній частині Тихого океану: аварія на АЕС Фукусіма на фоні історичного забруднення. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2014: тези доповідей Дев'ятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Київ-Жукін, 23-27 червня 2014 р.). Київ-Жукін, 2014. С. 50–53.

33. Zheleznyak M., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Koshebustsky V., Maderich V., Raskob W., Trebushny D. Integration into JRODOS the models of radionuclide transport in rivers, reservoirs and coastal waters to support the emergency response in early accidental stages. *International conference on radioecology and*

environmental radioactivity ICRER-2014 (Barcelona, Spain, 7-12 September 2014). Barcelona, Spain, 2014. P-032.

34. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radionuclides from high polluted bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post Fukushima period. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 12-17 April 2015). Vienna, Austria, 2015. Vol. 17. EGU2015-678.

35. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Міграція радіонуклідів з донних відкладень до риби через донний ланцюжок живлення. *Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика: зб. доповідей Десятої наук.-практ. конф.* (Київ, червень 2015 р.). Київ, 2015. С. 53–57.

36. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Migration of radiocaesium from bottom sediments to fish through benthic food chain. *13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements: Book of Abstracts* (Fukuoka, Japan, 12-16 July 2015). Fukuoka, Japan, 2015. P. 220.

37. Blixt Buhr A.M., Alpfjord H., Avila R., Bezhenar R., Broed R., Fermvik A., Haggkvist K., Maderich V., Sundell-Bergman S., Timmermans Cor W.M., Willemsen S., deWith G. PREDO – a strengthened dose assessment for routine discharges by Swedish nuclear installations. *International Congress on radiation protection IRPA14* (Cape Town, South Africa, 9-13 May 2016). Cape Town, South Africa, 2016. Vol. 2. P. 1003.

38. Беженар Р., Євдін Є., Мадерич В. Інтеграція камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі Poseidon в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2016: тези доповідей Одинадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Жукін, 27 червня – 1 липня 2016 р.). Жукін, 2016. С. 79–82.

39. Jung K.T., Bezhenar R., Maderich V., Kim K.O., Qiao F. Preliminary results from a modeling radionuclide transfer through marine food web using a multi-organ fish model. *North Pacific Marine Science Organization 2016 Annual Meeting* (San Diego, USA, 2-13 November 2016). San Diego, USA, 2016. P. 119.

40. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. An overview of marine modelling activities in IAEA MODARIA program: lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *II International Conference on Radioecological Concentration Processes: Book of Proceedings* (Sevilla, Spain, 6-9 November 2016), Sevilla, Spain, 2016. P. 566–572.

41. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Реконструкція радіаційного забруднення Чорного моря в результаті аварії на Чорнобильській АЕС. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2017: тези доповідей Дванадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів, 26-29 червня 2017 р.). Чернігів, 2017. С. 109–112.

42. Aoyama M., Bezhenar R., Maderich V., Tateda Y., Tsumune D. Artificial radionuclides dataset of seawater, sediment and biota in marine environment at Black Sea and off Fukushima. *Geophysical Research Abstracts: European Geosciences Union General Assembly* (Vienna, Austria, 8-13 April 2018). Vienna, Austria, 2018. Vol. 20. EGU2018-2189-1.

43. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання розповсюдження ^{137}Cs у морському середовищі в результаті аварій на Чорнобильській АЕС та АЕС Фукусіма: аналіз спільних та відмінних рис. *Зб. тез доповідей наук.-техн. конф. молодих вчених та спеціалістів ІПМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України* (Київ, 16 травня 2018 р.). Київ, 2018. С. 15–17.

44. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання змін концентрації ^{137}Cs в Середземноморському басейні протягом 1945–2020 років. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2018: тези доповідей Тринадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів-Жукін, 25-29 червня 2018 р.). Чернігів-Жукін, 2018. С. 28–31.

45. Беженар Р.В. Фізіологічна модель накопичення радіонуклідів у рибі. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2019: тези доповідей Чотирнадцятої міжнар. наук.-практ. конф.* (Чернігів, 24-26 червня 2019 р.). Чернігів, 2019. С. 49–53.

Додаток В

Тривимірний модель термогідродинаміки і переносу радіонуклідів THREETOX

В моделі THREETOX розглядаються основні процеси, що відбуваються в мілких водоймах. Вони описуються за допомогою системи чотирьох взаємодіючих між собою моделей. Схематично це зображено на рис. В.1, а детально описано в роботах [68, 69]. При цьому будь-яка компонента моделі може бути виключена з розрахунку, якщо відповідний процес не є важливим у конкретному випадку.

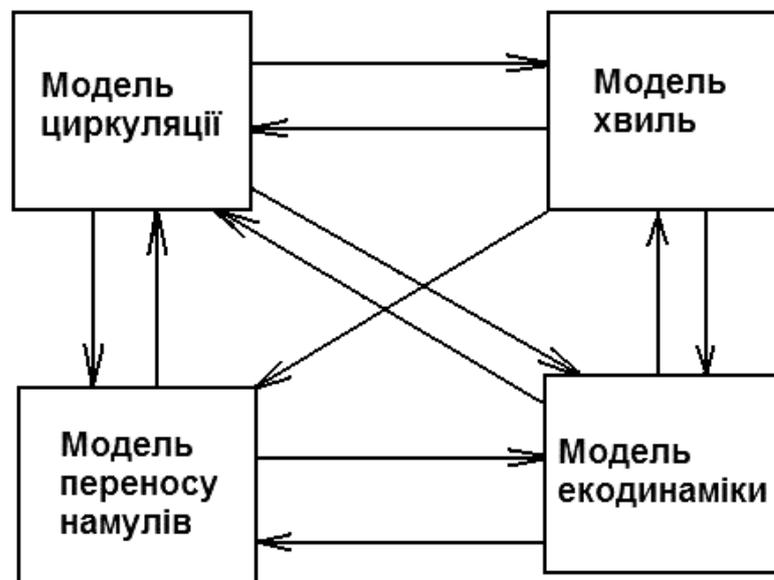


Рисунок В.1 – Схема складових частин моделі THREETOX та зв'язків між ними

Модель THREETOX включає рівняння неперервності (В.1) та усереднені по Рейнольдсу [70] рівняння руху рідини (В.2-В.3), записані в наближеннях Бусінеска і гідростатики (В.7) та доповнені рівняннями переносу температури (В.4) і солі (В.5) та рівнянням стану (В.6). Таким чином, система рівнянь термогідродинаміки записана в декартовій системі координат має вигляд

$$\vec{\nabla} \cdot \vec{U} = 0, \quad (\text{В.1})$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial t} + \vec{U} \cdot \vec{\nabla} U - fV = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} \left((v_t + v_f) \frac{\partial U}{\partial z} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_m \frac{\partial U}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{1}{2} A_m \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \right) + F_x, \end{aligned} \quad (\text{B.2})$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial V}{\partial t} + \vec{U} \cdot \vec{\nabla} V + fU = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \left((v_t + v_f) \frac{\partial V}{\partial z} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{1}{2} A_m \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right) \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_m \left(\frac{\partial V}{\partial y} \right) \right) + F_y, \end{aligned} \quad (\text{B.3})$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \vec{U} \cdot \vec{\nabla} T = \frac{\partial}{\partial z} \left((v'_t + v'_f) \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\gamma}{\rho_0 c_{pw}} \frac{\partial I}{\partial z}, \quad (\text{B.4})$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \vec{U} \cdot \vec{\nabla} S = \frac{\partial}{\partial z} \left((v'_t + v'_f) \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial S}{\partial y} \right), \quad (\text{B.5})$$

$$\rho = \rho(T, S, P), \quad (\text{B.6})$$

$$P(x, y, z, t) = P_a + g \rho_0 (\eta - z) + g \int_z^\eta \rho'(x, y, z', t) dz'. \quad (\text{B.7})$$

Тут $\vec{U} = (U, V, W)$ – вектор швидкості, причому горизонтальні швидкості $U = \hat{U} + U_s$ і $V = \hat{V} + V_s$ є сумою середньої ейлерової і стоксової швидкостей [69], (x, y, z) – координати, де z – вертикальна координата, відраховується вгору від незбуреної поверхні води, t – час, T і S – температура і солоність, відповідно, $f = 2\Omega \sin \varphi$ – параметр Коріоліса, де Ω – кутова швидкість обертання Землі, φ – географічна широта, P – тиск, P_a – атмосферний тиск, $\rho = \rho_0 + \rho'$ – густина води, $\rho_0 = 1000 \text{ кг/м}^3$ – незбурена густина води, ρ' – відхилення густини від незбуреного значення, $g = 9,81 \text{ м/с}^2$ – прискорення вільного падіння, v_t і v'_t – коефіцієнти

вертикальної турбулентної в'язкості і дифузії відповідно, ν_f і ν'_f – фонові значення коефіцієнтів вертикальної в'язкості і дифузії, величина яких одного порядку з коефіцієнтом молекулярної дифузії (вони грають роль лише у випадку малого турбулентного перемішування, наприклад, коли турбулентність гаситься силами плавучості при стійкій стратифікації), A_m і A_h – коефіцієнти горизонтальної в'язкості і дифузії скалярів, відповідно, що визначаються згідно з параметризацією Смагоринського [71], c_{pw} – питома теплоємність води, $I(x,y,z)$ – потік проникаючої сонячної радіації, поглинутий водою, γ – доля сонячної радіації, поглинута товщею води (при $\gamma = 0$ – вся сонячна радіація поглинається поверхнею, при $\gamma = 1$ – вся сонячна радіація проникає у воду), F_x , F_y – радіаційні напруження, які виражаються через характеристики хвиль [69].

Рівняння (В.6) є рівнянням стану води. Точного аналітичного виразу залежності густини води від тиску, температури і солоності не існує. У зв'язку з цим застосовують емпіричні співвідношення, засновані на розкладенні виразу для густини в околі деякого рівноважного стану. В моделі використовується формула з роботи [72], яка добре зарекомендувала себе в широкому діапазоні солоності і температури. Коефіцієнти вертикальної в'язкості ν_t і дифузії ν'_t визначаються в результаті розв'язку рівнянь $k-\varepsilon$ моделі турбулентності [73, 74], які замикають систему рівнянь термогідродинаміки (В.1) – (В.7).

На вільній поверхні води як граничні умови задаються дотичні напруження за рахунок вітру, а також потоки тепла, що визначаються температурою повітря, відносною вологістю, хмарністю, атмосферним тиском та кутом падіння сонячних променів. Для дна враховується напруження тертя для швидкостей і потоки тепла, що виникають за рахунок теплообміну між водою і донними відкладеннями. На твердих бокових границях задаються умови прилипання для горизонтальних складових швидкості і відсутності потоків скалярів. На ділянках границі з втоком/витоком води задаються витрати води, а також значення температури і солоності. Особливу складність представляє задання граничних умов на границях, коли течії міняють знак. Одним із способів описання таких граничних умов є їхнє

розділення за напрямком течії на границі. Там, де вода втікає, задаються значення швидкості, рівня і скалярних змінних. Там, де вода витікає, використовуються умови випромінення [75] для швидкості і модифіковані умови випромінення [62] для рівня вільної поверхні і скалярів.

Перенос зважених у воді частинок певного розміру у полі течій з компонентами швидкостей (U , V , W) в моделі THREETOX описується рівнянням (1.2). Концентрацію зважених частинок необхідно розглядати при моделюванні переносу забруднення в морському середовищі, оскільки багато забруднюючих речовин мають здатність адсорбуватися з розчину твердими частинками. Важливим параметром у рівнянні переносу зважених у воді частинок є швидкість їхнього осідання в полі сили тяжіння W_g . Для крупних частинок піску, як правило, використовується емпірична формула ван Рійна [76], яка переходить у формулу Стокса для мілких частинок:

$$W_g = \frac{10gD_0^2}{\nu_w D_*^{3/2}} \left(\sqrt{1 + 0.01D_*^3} - 1 \right), \quad (\text{B.8})$$

де D_0 – середній діаметр частинок піску, ν_w – кінематична в'язкість води, D_* – безрозмірний параметр, що залежить від густини і діаметра частинок.

Для мілких частинок (намулу) можливий процес коагуляції, тобто злипання частинок під дією електростатичних сил. Для некоагулюючих частинок W_g описується формулою Стокса, а для коагулюючих – формула Стокса доповнюється доданком, який відповідає за збільшення швидкості осідання за рахунок росту середнього розміру частинок [77]:

$$W_g = \frac{(\rho_s - \rho_0)gD_0^2}{18\rho_0\nu_w} + \frac{k_A}{k_B} D_0 \frac{\rho_s - \rho_0}{18\nu_w} \frac{S_d}{\sqrt{L}}, \quad (\text{B.9})$$

де ρ_s – густина речовини зважених частинок, $L = \sqrt{\varepsilon/\nu_w}$, ε – швидкість дисипації енергії турбулентності (знаходиться в результаті розв'язку рівнянь $k-\varepsilon$ моделі турбулентності), $k_A = 14,6 \text{ м}^2/\text{кг}$ і $k_B = 14000 \text{ с}^{1/2}\text{м}^2$ – емпіричні коефіцієнти [77].

На поверхні водойми задається гранична умова відсутності потоку зважених частинок:

$$(W - W_g)S_d = \nu_t' \frac{\partial S_d}{\partial z}. \quad (\text{B.10})$$

Вертикальний потік зважених частинок на донній границі приймається рівним сумі потоків ресуспензії (q^r) і осідання (q^s) частинок:

$$\nu_t' \frac{\partial S_d}{\partial z} + W_g S_d = q^r + q^s. \quad (\text{B.11})$$

У роботі [78] потоки q^s і q^r для випадку некоагулюючих частинок записані у вигляді

$$q^s = \begin{cases} W_g (S_{d^*} - S_{do}), & S_{do} > S_{d^*} \\ 0, & S_{do} < S_{d^*} \end{cases}, \quad q^r = \begin{cases} 0, & S_{do} > S_{d^*} \\ E_r W_g (S_{d^*} - S_{do}), & S_{do} < S_{d^*} \end{cases}, \quad (\text{B.12})$$

де E_r – емпіричний коефіцієнт ерозії, що характеризує захищеність дна від розмиву, S_{do} – концентрація зважених частинок поблизу дна, S_{d^*} – рівноважна придонна концентрація зважених частинок [76].

Для коагулюючих частинок потоки q^s і q^r задаються згідно з [79] і [80], відповідно:

$$q^s = \begin{cases} W_g S_{do} \left[\left(\frac{U_*^b}{u_{*crit}} \right)^2 - 1 \right], & U_*^b \leq u_{*crit}, \\ 0, & \end{cases} \quad (B.13)$$

$$q^r = \begin{cases} 0, \\ \frac{E_r \cdot M}{\rho_s \frac{\pi}{6}} \cdot S_b \left[\left(\frac{U_*^b}{u_{*crit}} \right)^2 - 1 \right], & U_*^b > u_{*crit}, \end{cases} \quad (B.14)$$

де $M = 1.0 \cdot 10^{-9}$ кг/(м² с) – емпіричний коефіцієнт, S_b – концентрація намулів на дні, U_*^b – динамічна швидкість біля дна, u_{*crit} – критична швидкість придонної течії. Збереження кількості донних відкладень визначається їхньою товщиною на дні Z_* . Тобто, при виконанні умови ресуспензії величина Z_* зменшується, що відповідає процесу розмиву дна, тоді як при виконанні умови осідання величина Z_* зростає. Це описується рівнянням для товщини шару донних відкладень:

$$\rho_s (1 - \varepsilon_b) \frac{\partial Z_*}{\partial t} = -(q^s + q^b), \quad (B.15)$$

де ε_b – пористість донних відкладень.

На твердих бокових границях задається умова відсутності потоку зважених частинок, на ділянках границі з втоком води – значення концентрації зважених частинок, а на ділянках з витком використовуються модифіковані умови випромінення [62].

Маючи тривимірні поля швидкостей течій і поле концентрації зважених у воді частинок, можна розраховувати перенос розчиненого у воді забруднення, його адсорбцію зваженими частинками, які переносяться в полі течій, а також взаємодію забруднення з донними відкладеннями. Відповідно процеси переносу забруднення у

воді і на зважених частинках описуються рівняннями (1.4-1.5), а забруднення донних відкладень – рівнянням (1.6).

На поверхні водойми як граничні умови задаються потоки “сухого” (q^p) і “мокрого” (q^w) випадіння з атмосфери, які у випадку тривимірної моделі переносу записуються у вигляді

$$v'_t \frac{\partial C_w}{\partial z} - W C_w = q^w, \quad (\text{B.16})$$

$$v'_t \frac{\partial S_d C_s}{\partial z} - (W - W_g) S_d C_s = q^p. \quad (\text{B.17})$$

Обмін з дном відбувається за рахунок дифузії розчиненого у воді забруднення в міжпорову воду донних відкладень (B.18), а також у результаті осідання забруднених зважених частинок та ресуспензії частинок з дна (B.19). Відповідні граничні умови для дна можна представити як

$$v'_t \frac{\partial C_b^w}{\partial z} = -\rho_s (1 - \varepsilon_b) Z_* a_{1,3} (K_d C_b^w - C_b), \quad (\text{B.18})$$

$$v'_t \frac{\partial S_d C_s}{\partial z} + W_g S_d C_s = C_s q^r + C_b q^s. \quad (\text{B.19})$$

На твердих бокових границях і на відкритих границях, де відбувається втік чи витік води, граничні умови задаються так само, як для зважених частинок.

Система рівнянь моделі розв'язується чисельно кінцево-різницевиими методами. Чисельний алгоритм реалізований у криволінійній ортогональній системі координат по горизонталі і σ - системі по вертикалі. Застосовується метод розщеплення поля швидкостей на баротропну (двовимірну) і бароклінну (тривимірну) моди [62]. Адвективні члени в рівняннях переносу скалярів апроксимуються за допомогою TVD-схеми другого порядку точності [81], яка характеризується малою чисельною дифузиею. Більш детально методи чисельного

розв'язку рівнянь моделі THREETOX описані в [69]. У результаті маємо тривимірні поля концентрації забруднюючої речовини в різні моменти часу, які можуть бути використані для оцінки забруднення води та донних відкладень на різних відстанях від джерела, визначення напрямку його поширення, а також для розрахунків концентрації цієї речовини в морських організмах.

Додаток Д

Дані вимірювань концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у Чорному морі, які проводилися дослідниками з різних країн у різні періоди часу

Таблиця Д.1 – Концентрація ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді

Дата	Координата (°пн.ш.)	Координата (°сх.д.)	Концентрація ^{137}Cs , Бк/м ³	Концентрація ^{90}Sr , Бк/м ³	Джерело даних
06.03.1988	44.33333	32.75	56	22.9	[166]
06.03.1988	44.5	31.75	55.9	21.5	
07.03.1988	44.83333	30.75	44.5	18.1	
07.03.1988	44.16667	32.25	44.4	23.3	
08.03.1988	44.16667	33.75	59.6	20.4	
08.03.1988	43.83333	33.75	67.4	21.1	
08.03.1988	43.83333	32.75	60.4	22.6	
09.03.1988	43.83333	31.75	48.1	18.9	
09.03.1988	43.5	32.25	49.6	18.5	
10.03.1988	43.5	34.25	40.7	19.2	
10.03.1988	44.5	34.75	55.8	18.9	
10.03.1988	43.83333	34.75	40.1	15.9	
11.03.1988	43.25	33.75	59.2	15.5	
11.03.1988	43.33333	32.75	44.8	15.9	
11.03.1988	43.16667	31.75	48.8	16.7	
12.03.1988	43.16667	30.75	40.5	22.9	
12.03.1988	43.5	31.25	48.3	21.1	
13.03.1988	43.5	30.75	51.8	28.9	
21.03.1988	43.33333	33.25	41.4	16.3	
21.03.1988	43.33333	33.25	36.8	21.1	
23.07.1988	44.66667	32.66667	100	19.2	
23.07.1988	44.95	32.66667	48.5	18.5	
23.07.1988	45.21667	32.66667	129.6	27	
25.07.1988	45.76667	32.33333	58.9	41.4	
25.07.1988	45.83333	31.58333	48	36.6	
25.07.1988	46.16667	31.25	63	44.4	
25.07.1988	46.55	31.4	47.9	191.3	
25.07.1988	46.38333	31.08333	44.1	48.5	
26.07.1988	46.25	30.83333	85.2	43.7	
26.07.1988	46.05	30.48333	64.1	38.9	
26.07.1988	45.66667	30.58333	37.5	39.2	
26.07.1988	45.3	31.21667	58.9	58.9	
27.07.1988	45.3	31.21667	66.7	52.5	

Продовження табл. Д1

27.07.1988	45	29.96667	77.8	43.3
28.07.1988	44.5	29.91667	81.5	47
28.07.1988	44.53333	31.01667	74.1	55.1
28.07.1988	43.63333	30.68333	44.6	20.4
22.08.1988	41.66667	30	98.8	25.2
23.08.1988	41.5	29	66.1	28.1
23.08.1988	41.48333	28.36667	66.8	14.8
23.08.1988	42.33333	29	48.5	47
24.08.1988	42.33333	30	-	27
24.08.1988	43	31	52.1	21.5
24.08.1988	43	30	114.8	29.6
25.08.1988	42.83333	28.16667	103.7	-
28.08.1988	43.66667	29	70.4	30.3
29.08.1988	44.78333	35.01667	78.1	23.3
30.08.1988	44.9	37.16667	71.1	24.1
30.08.1988	44.23333	38.73333	47.9	21.8
01.09.1988	44.65	34.41667	62.8	22.9
01.09.1988	44.61667	34.43333	48.2	35.9
22.09.1988	44.66667	32.66667	88.9	20.4
23.09.1988	45.25	32.33333	55.7	23.7
09.10.1988	42.15	28.33333	44.1	27.4
22.10.1988	42.61667	28.43333	74.1	21.8
23.10.1988	42.58333	29.13333	37.3	22.9
24.10.1988	43	31	43.9	20.7
28.10.1988	46.05	30.48333	25.9	39.6
28.10.1988	46.05	30.75	36.9	25.9
29.10.1988	45.2	29.91667	77.5	22.2
29.10.1988	45.33333	29.91667	41	30.3
29.10.1988	45.41667	29.91667	55.2	30.7
29.10.1988	45.86667	30.4	101.2	28.5
30.10.1988	46.48333	31.16667	66.9	51.4
30.10.1988	46.55	31.4	33	173.5
30.10.1988	46.48333	31.43333	34.8	112.5
31.10.1988	45.83333	31.33333	99.5	22.6
31.10.1988	45.28333	31.21667	73.8	23.6
01.11.1988	44.66667	31.18333	59	22.2
03.11.1988	44.61667	34.43333	55.9	22.6
03.11.1988	44.65	34.41667	63.2	19.6
03.11.1988	44.6	34.5	74	17.4
04.11.1988	44.65	34.43333	59.3	93.2
05.11.1988	44.58333	33.3	103.7	17.4

Продовження табл. Д1

2002	43.2	28.3	20.8	-	[167]
2003	43.2	28.3	17.7	-	
2004	43.2	28.3	12	-	
1984	Узбережжя Румунії		28	-	[163]
1985			13	-	
1986			90	-	
1987			80	-	
1988			60	-	
1989			55	-	
1993	44.16667	28.68333	57	-	[168]
1993	44.16667	29.13333	32	-	
1993	44.16667	29.36667	50	-	
1993	44.16667	30.31667	43	-	
1993	44.01667	28.48333	38	-	
1993	43.85	28.6	15	-	
1993	45.1	29.68333	20	-	
1993	45.1	29.68333	42	-	
1993	44.9	29.68333	18	-	
1993	44.9	29.68333	20	-	
1993	44.68333	29.68333	28	-	
1993	44.68333	29.68333	14	-	
1993	44.16667	28.68333	32	-	
1993	44.16667	29.36667	120	-	
1993	44.01667	28.48333	17	-	
1993	43.85	28.6	46	-	
1993	44.91667	29.7	26	-	
1993	44.75	29.7	57	-	
1993	44.75	29.7	96	-	
1993	44.16667	30.16667	28	-	
2011	43.33333	32.16667	16.8	10.8	[169]
2011	44.67833	31.86167	-	11	
2011	46.45	31.38333	14.9	-	
2011	46.04833	31.535	-	14.2	
2011	45.61667	31.46667	15.2	7.6	
2011	45.77667	32.24	-	6.7	
2011	45.92333	33.27	-	13.1	
2011	45.15333	33.115	-	9.8	

Таблиця Д.2 – Концентрація ^{137}Cs і ^{90}Sr у донних відкладеннях

Дата	Координата (°пн.ш.)	Координата (°сх.д.)	Концентрація ^{137}Cs , Бк/м ³	Концентрація ^{90}Sr , Бк/м ³	Джерело даних
1993	44.16667	28.68333	3.2		[168]
1993	44.01667	28.48333	6.1		
1993	43.85	28.6	5.9		
1993	44.68333	29.68333	13.2		
1993	44.16667	28.68333	4.6		
1993	44.01667	28.48333	8.2		
1993	43.85	28.63333	5.3		
1998	41.2	29.5	2.95	-	
1999	41.2	29.5	2.25	-	
2000	41.2	29.5	1.97	-	
2001	41.2	29.5	-	0.64	
2001	41.2	29.5	-	0.3	
1999	41.5	31.8	2.8	-	
2000	41.5	31.8	6.2	-	
2001	41.5	31.8	-	0.45	
2001	41.5	31.8	-	0.36	
1998	42.05	35.1	4.82	-	
1999	42.05	35.1	4.1	-	
2000	42.05	35.1	4.6	-	
2001	42.05	35.1	-	0.67	
2001	42.05	35.1	-	0.14	
1998	41	39.7	12.36	-	
1999	41	39.7	14.9	-	
2000	41	39.7	7	-	
2001	41	39.7	-	0.22	
1991	Узбережжя Болгарії		5	-	[171]
1992			7.2	-	
1993			7	-	
1994			6.2	-	
1995			6.1	-	
1996			6	-	
1998			3.5	-	
1999			5.5	-	
1984	Узбережжя Румунії		2	-	[163]
1986			9.8	-	
1987			6	-	
1988			4.8	-	
1989			5	-	

Продовження табл. Д2

2002	43.2	28.3	3.4	-	[167]
2003	43.2	28.3	3.4	-	
2004	43.2	28.3	3.4	-	
2005	43.2	28.3	2.9	-	
1990	45.2	29.5	27.2	-	[172]
1990	44.7	31.3	12.2	-	
1990	44.1	30.5	11.8	-	

Таблиця Д.3 – Концентрація ^{137}Cs у рибі

Дата	Координата (°пн.ш.)	Координата (°сх.д.)	Концентрація, Бк/кг	Вид риби	Джерело даних		
1987	Узбережжя Кримського півострову		6.7	Морський кіт	[173]		
1989			2.5	Морський кіт			
1986			19	Катран			
1987			4.1	Катран			
1989			6.4	Катран			
1990			6.3	Катран			
1986			30	Ставрида			
1989			3.4	Ставрида			
1993			3.1	Ставрида			
1986			9.6	Морський йорж			
1989			3.7	Морський йорж			
1991			6	Морський йорж			
1993			2.5	Морський йорж			
1987			6.8	Кефаль			
1988			4.1	Кефаль			
1989			2.5	Кефаль			
1990			2.2	Кефаль			
1988			4.1	Шпрот			
1989			2.7	Шпрот			
1990			3.6	Шпрот			
1993			3.3	Шпрот			
1988			8.4	Мерланг			
1989			1.6	Мерланг			
1992			4.7	Мерланг			
1993			2.8	Мерланг			
1987			Севастопольська бухта			7.6	Мерланг
1988						9.4	Мерланг
1989						3.5	Мерланг
1992						5.8	Мерланг

Продовження табл. ДЗ

1993			4.6	Мерланг	
1998			5.3	Мерланг	
1999			2.7	Мерланг	
2000			2.55	Мерланг	
2005			1.55	Мерланг	
1987	Узбережжя Румунії		4.5	Анчоус	[175]
1988			2.9	Анчоус	
1989			3.3	Анчоус	
1990			2.9	Анчоус	
1993			2.2	Анчоус	
1994			3.5	Анчоус	
1995			2.8	Анчоус	
1997			2.6	Анчоус	
1998			2.4	Анчоус	
1999			2	Анчоус	
2001			1.9	Анчоус	
1984			1.1	Шпрот	[163]
1985			1	Шпрот	
1986			8	Шпрот	
1987			5	Шпрот	
1988			4	Шпрот	
1989			4	Шпрот	
1993			4.2	Шпрот	[168]
1993			1.9	Шпрот	
1993			1.6	Мерланг	
1993			1.9	Мерланг	
1993			1.5	Мерланг	
1993			2.5	Мерланг	
2002	43.2	28.3	0.54	Шпрот	[167]
2003	43.2	28.3	0.66	Шпрот	
2005	43.2	28.3	0.85	Шпрот	
2002	43.2	28.3	1.23	Ставрида	
2003	43.2	28.3	0.78	Ставрида	
2005	43.2	28.3	1.01	Ставрида	
1999	41.2	29.5	2.5	Ставрида	[170]
2001	41.2	29.5	1.3	Ставрида	
2000	41.5	31.8	1.7	Ставрида	
2001	41.5	31.8	0.99	Ставрида	
1998	42.05	35.1	0.54	Ставрида	
2001	42.05	35.1	1.14	Ставрида	
1998	41	39.7	1.6	Ставрида	
1999	41	39.7	1.4	Ставрида	

Продовження табл. Д3

2000	41	39.7	2.45	Ставрида
2001	41	39.7	0.84	Ставрида
1998	41.2	29.5	1.4	Мерланг
1998	41.5	31.8	2.6	Мерланг
1998	42.05	35.1	1.8	Мерланг
2001	42.05	35.1	1.12	Мерланг
1998	41	39.7	2.2	Мерланг
1999	41	39.7	0.7	Мерланг
2000	41	39.7	1.3	Мерланг
2001	41	39.7	1.99	Мерланг

Таблиця Д.4 – Концентрація ^{90}Sr у рибі

Дата	Координата (°пн.ш.)	Координата (°сх.д.)	Концентрація, Бк/кг	Вид риби	Джерело даних
1987	Узбережжя Кримського півострову		0.2	Морський кіт	[173]
1989			0.2	Морський кіт	
1986			0.1	Катран	
1987			0.3	Катран	
1989			0.2	Катран	
1990			0.2	Катран	
1986			0.3	Ставрида	
1989			0.2	Ставрида	
1993			0.2	Ставрида	
1986			0.9	Морський йорж	
1989			0.3	Морський йорж	
1991			0.3	Морський йорж	
1993			0.1	Морський йорж	
1986			0.6	Кефаль	
1987			0.7	Кефаль	
1988			1.2	Кефаль	
1989			0.5	Кефаль	
1990			0.3	Кефаль	
1986			0.3	Рулена	
1988			0.7	Рулена	
1989	0.7	Рулена			
1988	0.6	Бичок			
1989	0.2	Бичок			
1990	0.5	Бичок			

Продовження табл. Д4

28.11.1986	Північно-західна частина (шельф) Чорного моря	0.1	Мерланг	[174]
19.04.1988		0.2	Мерланг	
26.04.1988		0.2	Мерланг	
25.05.1988		0.2	Мерланг	
16.06.1989		0.2	Мерланг	
07.05.1989		0.2	Мерланг	
22.05.1992		0.6	Мерланг	
27.09.1993		0.1	Мерланг	
02.12.1986		0.6	Кефаль	
14.02.1987		0.7	Кефаль	
14.02.1987		0.8	Кефаль	
19.03.1987		0.4	Кефаль	
14.04.1988		1.2	Кефаль	
11.01.1989		0.7	Кефаль	
02.02.1989		0.5	Кефаль	
10.04.1989		0.5	Кефаль	
15.08.1989		0.5	Кефаль	
21.03.1990		0.4	Кефаль	
22.10.1988		0.2	Ставрида	
03.05.1989		1.4	Ставрида	
15.08.1989		0.3	Ставрида	
15.08.1989		0.2	Ставрида	
15.08.1989		0.2	Ставрида	
15.08.1989		0.2	Ставрида	
30.05.1986		0.3	Рулена	
13.06.1988		0.7	Рулена	
17.06.1988		0.7	Рулена	
15.05.1989		0.7	Рулена	
15.05.1989		0.7	Рулена	
24.04.1988		0.1	Шпрот	
26.07.1988		0.2	Шпрот	
15.08.1989		0.3	Шпрот	
15.08.1989		0.1	Шпрот	
10.10.1993		0.1	Шпрот	
24.06.1986		0.4	Морський йорж	
11.07.1986		1.3	Морський йорж	
28.06.1989		0.2	Морський йорж	
15.08.1989		0.1	Морський йорж	
15.08.1989		0.2	Морський йорж	
15.08.1989		0.4	Морський йорж	
11.10.1991		0.3	Морський йорж	
27.09.1993	0.1	Морський йорж		

Додаток Е
Допоміжна інформація

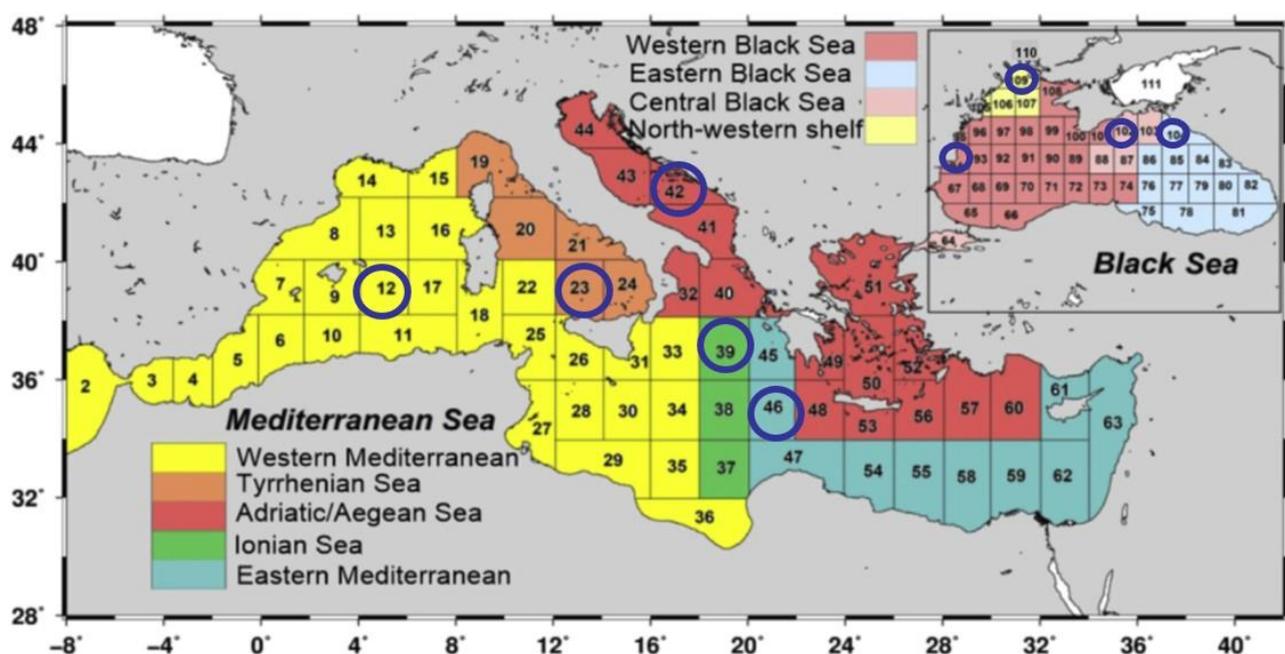


Рисунок Е.1 – Результати класифікації областей Середземного і Чорного морів за схожістю часових змін розподілу концентрації ^{137}Cs . “Еталонні” камери в кожній області обведені кругами

Таблиця Е.1 – Статистичні співвідношення між розрахованими в моделі POSEIDON-R концентраціями ^{137}Cs і відповідними вимірами для різних областей Світового океану

	Чорне море		Балтійське море		Середземне море		Пн.-сх. Атлантика		Узбережжя Японії	
	GM	GSD	GM	GSD	GM	GSD	GM	GSD	GM	GSD
Вода	1.07	1.34	0.89	1.42	1.11	1.59	0.99	1.85	1.16	2.05
Донні відкладення	0.99	1.49	0.86	2.17	1.18	1.89	1.4	1.5	0.96	2.35
Нехижа пелагічна риба	1.06	1.47	0.91	1.32	1.28	2.26	1.2	1.32	2.6	3.63
Хижа пелагічна риба	1.12	1.92	-	-	-	-	1.34	1.66	-	-
Придонна риба	-	-	0.92	1.67	-	-	1.27	1.41	0.68	2.17
Донні хижаки	-	-	-	-	-	-	-	-	0.77	2.22
Прибережні хижаки	1.27	1.73	0.91	1.37	-	-	1.19	1.25	0.85	2.46

Граничні умови для Балтійського моря, які використовувалися в моделі *THREETOX*

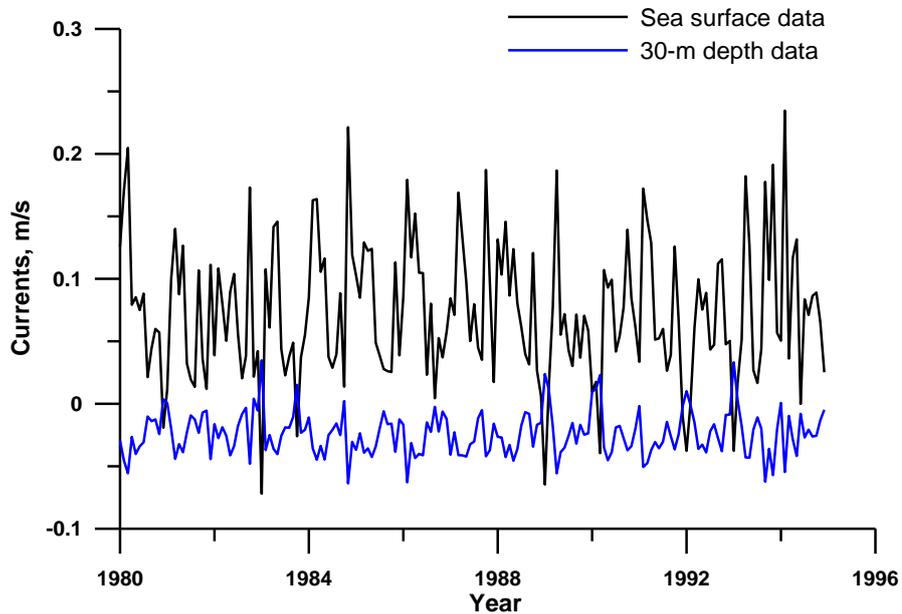


Рисунок Е.2 – Поверхневі і придонні швидкості на границі між Балтійським і Північним морями. Додатне значення швидкості відповідає напрямку на північ, тобто з Балтійського моря в Північне

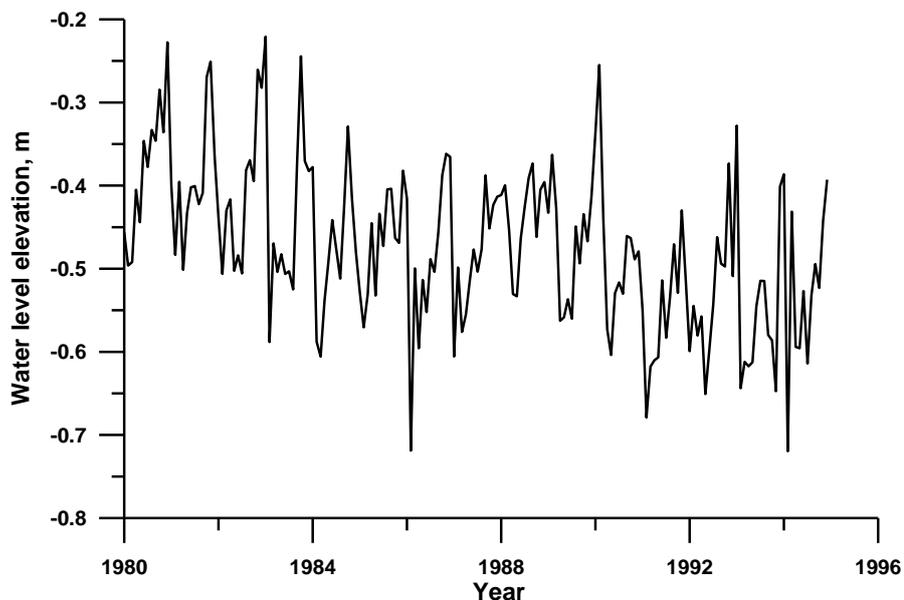


Рисунок Е.3 – Рівень вільної поверхні на границі між Балтійським і Північним морями

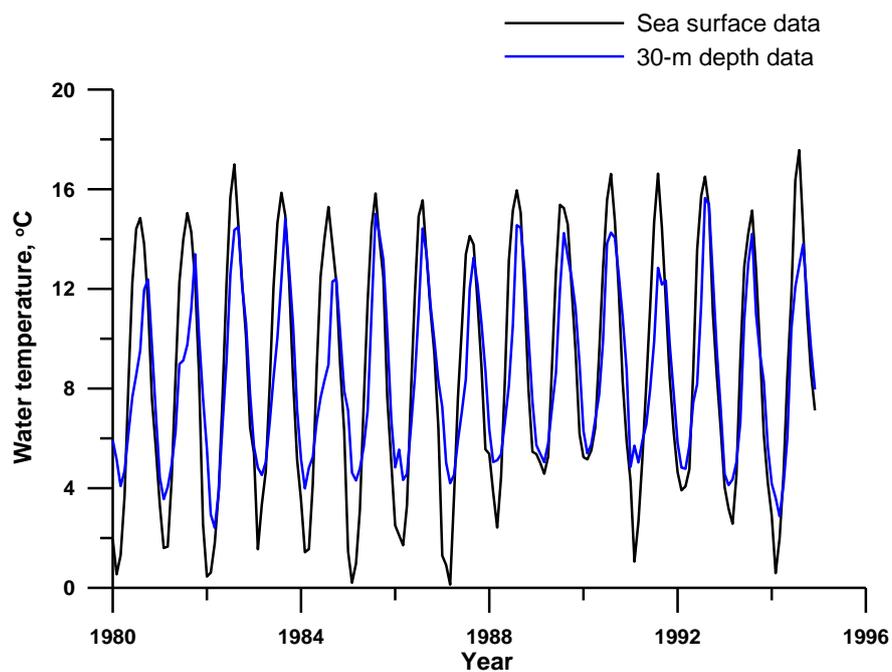


Рисунок Е.4 – Поверхнева і придонна температура на границі між Балтійським і Північним морями

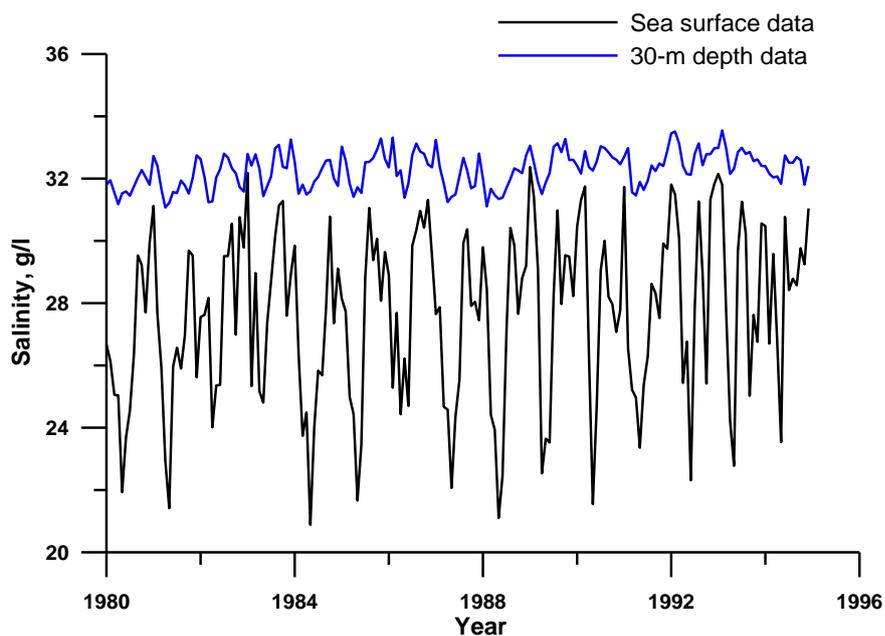


Рисунок Е.5 – Поверхнева і придонна солоність на границі між Балтійським і Північним морями

Додаток Ж

Запуск моделі POSEIDON-R у системі RODOS

Існує три способи задати джерело радіонукліда в моделі POSEIDON-R: 1) прямий витік у море в регіональну чи прибережну камеру; 2) атмосферне випадіння на поверхню моря, розраховане модулем атмосферного переносу; 3) витік з річковою водою, розрахований моделлю RIVTOX. Нижче надаються рекомендації по вибору області моделювання, визначенні всіх необхідних параметрів, запуску моделі POSEIDON-R у системі RODOS при прямому витоку радіонукліда в регіональну камеру та перегляду отриманих результатів. У випадку існування інших двох типів джерела активності, вони формуються автоматично і використовуються в моделі шляхом вибору “Use ADM input” (для атмосферного випадіння) та/або “Use RivTox input” (для річкового стоку) на основній панелі (рис. Ж.1).

Основна панель користувача моделі POSEIDON-R

На основній панелі обирається область розрахунку і задаються опції, з якими буде проводитись розрахунок (рис. Ж.1). Вона є спільною для різних сценаріїв.

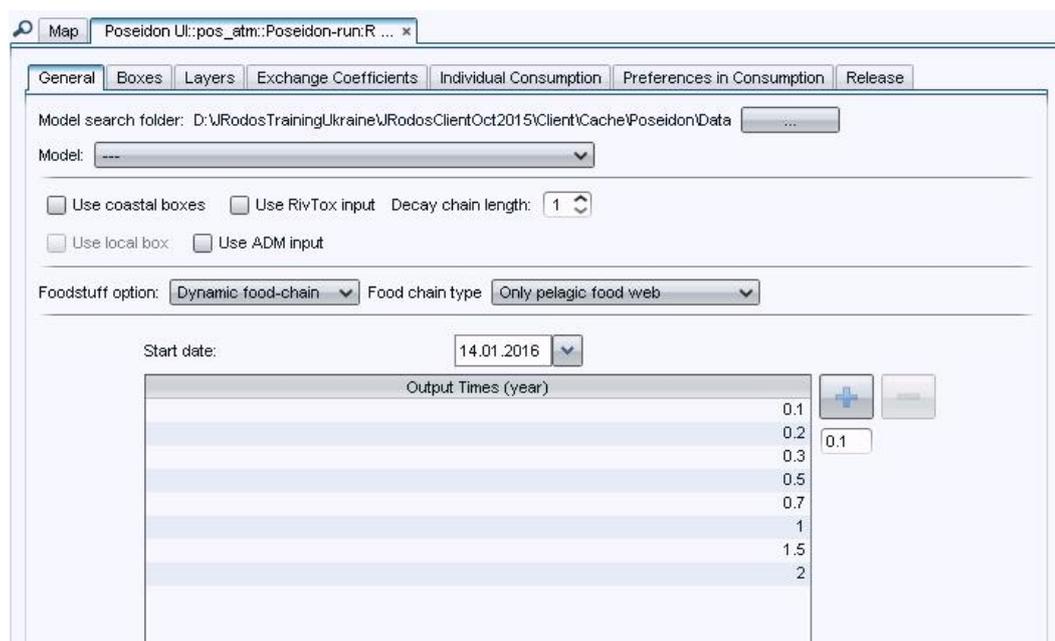


Рисунок Ж.1 – Основна панель користувача моделі POSEIDON-R

Користувач може вибрати область розрахунку з випадваючого списку, змінюючи параметр “Model” (рис. Ж.2). У даний час в систему RODOS включені 8 областей для моделювання:

- B09: проста система камер Чорного моря, що містить 9 камер;
- b65: нова система камер Балтійського моря;
- BAL: та ж система камер, що і у випадку b65, але з врахуванням північно-східної частини Атлантичного океану;
- MED: нова система камер Середземного моря;
- SCF: система камер північно-західної частини Тихого океану включно з Жовтим, Східно-Китайським і Японським морями;
- SF7: проста система камер для області навколо АЕС Фукусіма-1, що містить 7 камер;
- SCS: система камер Південно-Китайського моря і прилеглих областей;
- NOR: нова система камер морів північно-східної частини Атлантичного океану.

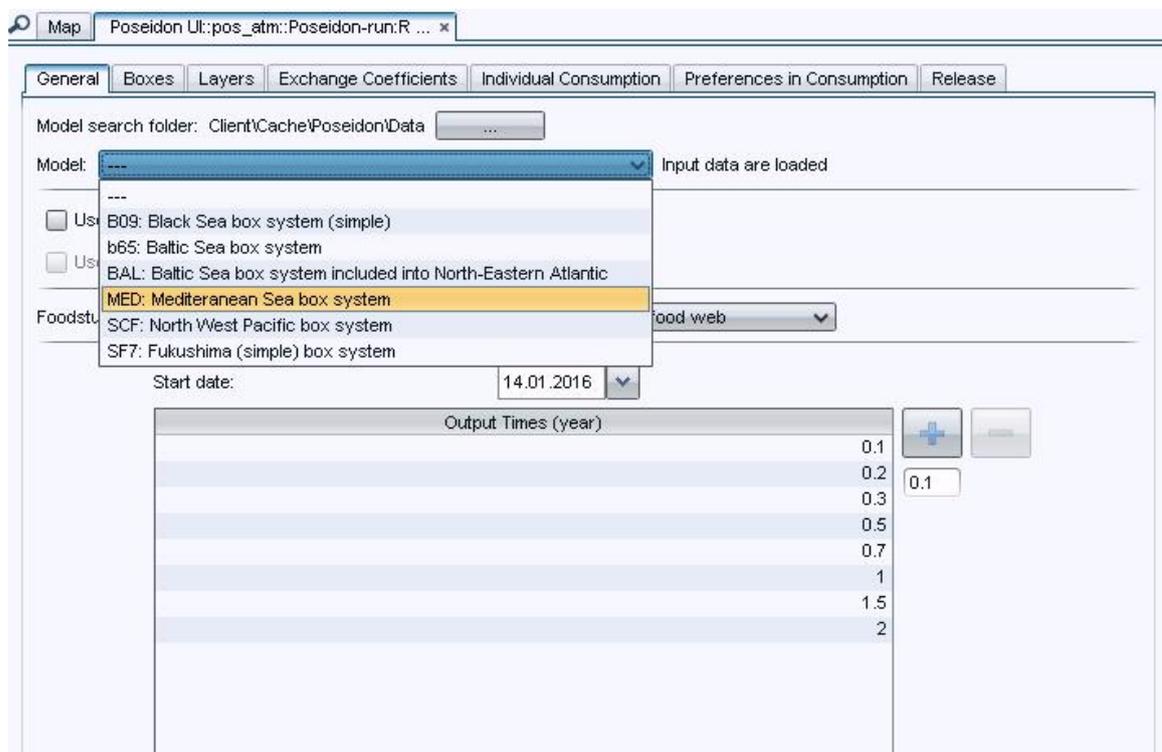


Рисунок Ж.2 – Вибір області моделювання

Параметр “Decay chain length” (рис. Ж.1) може приймати два значення: “1” якщо не потрібно розглядати дочірні радіонукліди, або “2” якщо в результаті розпаду основного радіонукліда утворюються дочірні радіоактивні ізотопи, і їх також потрібно розглядати.

Змінюючи параметр “Foodstuff option” (рис. Ж.3 а) можна обирати підхід, який буде використовуватись для моделювання засвоєння радіонукліда морськими організмами. Рівноважна модель (поле “Equilibrium”) застосовується у випадку відсутності аварійних витоків радіонуклідів, або якщо не потрібно розраховувати концентрацію активності в морських організмах. В іншому випадку потрібно обирати динамічну модель (поле “Dynamic food-chain”). Варто відмітити, що час розрахунку при рівноважному моделюванні значно менший, ніж при динамічному.

У випадку застосування динамічної моделі можна вибрати тип ланцюжка живлення, змінюючи параметр “Food chain type” (рис. Ж.3 б). Для глибоководних морів можна розглядати лише пелагічний ланцюжок живлення (поле “Only pelagic food web”), тоді як для мілководних, коли в донних відкладеннях накопичується значна частка забруднення, рекомендується використовувати обидва ланцюжки живлення (поле “Pelagic and benthic food webs”), хоча при цьому розрахунок буде тривати довше.

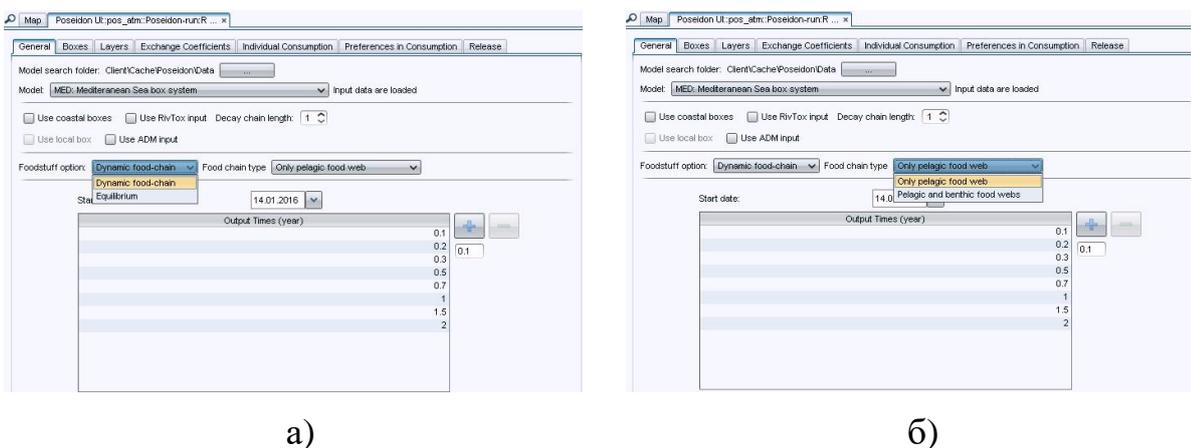


Рисунок Ж.3 – Вибір типу засвоєння радіонукліда морськими організмами (а) та вибір типу ланцюжка живлення, що буде розглядатися (б)

Користувач задає початок розрахунку, змінюючи дату (поле “Start date”). Також задаються моменти часу після початку розрахунку (в роках), для яких будуть зберігатися результати моделювання (список “Output times”). Для додавання такого моменту часу потрібно вказати часовий проміжок у відповідному вікні (рис. Ж.4) і клікнути мишою на кнопку “+”. При цьому в переліку з’явиться новий запис у результаті додавання вказаного інтервалу до останнього моменту часу. Для видалення існуючого запису потрібно виділити його в переліку і клікнути мишою на кнопку “-”. Кожен момент часу в переліку можна відредагувати, змінивши його значення.

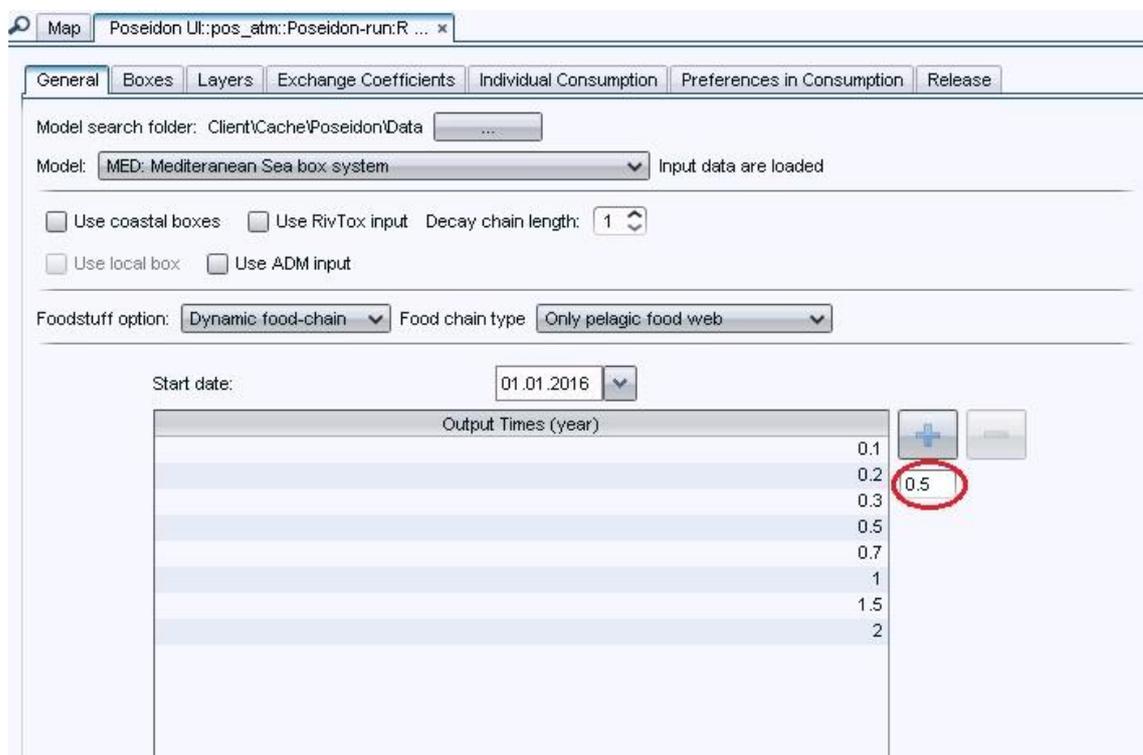


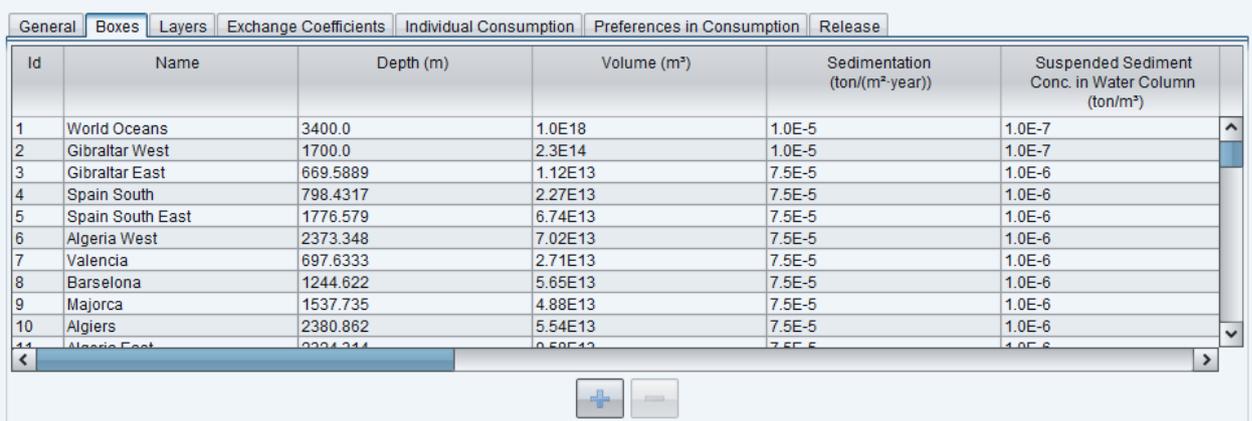
Рисунок Ж.4 – Додавання наступного моменту часу для збереження результатів моделювання з інтервалом 0,5 року від останнього

При витіці радіонукліда в одну з камер обраної області моделювання, його величина задається в панелі “Release”, що буде описано нижче. Якщо ж витік здійснюється в додаткову прибережну камеру, на основній панелі потрібно вибрати “Use coastal boxes” і задавати величину витіку саме в неї.

Інші панелі користувача моделі POSEIDON-R

Після вибору області моделювання на основній панелі, панелі “Boxes”, “Layers”, “Exchange coefficients”, “Individual Consumption” і “Preferences in Consumption” заповнюються даними автоматично з наперед підготовлених вхідних файлів. При цьому будь-яке значення в кожній панелі може бути змінено користувачем, якщо для цього є обґрунтовані підстави.

В панелі “Boxes” вказані властивості всіх камер з обраної області моделювання (рис. Ж.5). Зокрема, це назва камери (Name), середня глибина (Depth) [м], об’єм (Volume) [м³], швидкість осідання зважених у воді частинок (Sedimentation) [т/(м² р)], концентрація зважених у воді частинок (Suspended Sediment Conc. in Water Column) [т/м³], коефіцієнти біотурбації (Bioturbation) і вертикальної дифузії (Diffusion) [м²/р], товщина верхнього шару донних відкладень (Top Sediment Layer), середнього шару донних відкладень (Middle Sediment Layer) і придонного граничного шару у воді (Deep Layer) [м], густина частинок донних відкладень (Sediments Density) [т/м³] і їхня пористість (Sediments Porosity), а також солоність води (Salinity).



Id	Name	Depth (m)	Volume (m ³)	Sedimentation (ton/(m ² ·year))	Suspended Sediment Conc. in Water Column (ton/m ³)
1	World Oceans	3400.0	1.0E18	1.0E-5	1.0E-7
2	Gibraltar West	1700.0	2.3E14	1.0E-5	1.0E-7
3	Gibraltar East	669.5889	1.12E13	7.5E-5	1.0E-6
4	Spain South	798.4317	2.27E13	7.5E-5	1.0E-6
5	Spain South East	1776.579	6.74E13	7.5E-5	1.0E-6
6	Algeria West	2373.348	7.02E13	7.5E-5	1.0E-6
7	Valencia	697.6333	2.71E13	7.5E-5	1.0E-6
8	Barcelona	1244.622	5.65E13	7.5E-5	1.0E-6
9	Majorca	1537.735	4.88E13	7.5E-5	1.0E-6
10	Algiers	2380.862	5.54E13	7.5E-5	1.0E-6
11	Algeria East	2381.344	5.54E13	7.5E-5	1.0E-6

Рисунок Ж.5 – Панель користувача “Boxes” з властивостями камер

У моделі POSEIDON-R є можливість розділити глибоководні камери на кілька вертикальних шарів для більш точного опису переносу забруднення у горизонтальному і вертикальному напрямках. З цією метою в панелі “Layers” користувач може збільшити чи зменшити кількість вертикальних шарів, а також

змінити їхню товщину. Для прикладу, на рис. Ж.6 описаний поділ камер на три шари, коли поверхневий шар має товщину 100 м, проміжний шар – 400 м (від глибини 100 м до глибини 500 м), а придонний шар – 3000 м (від глибини 500 м до глибини 3500 м). Але при цьому потрібно розуміти, що зміна товщин вертикальних шарів призведе до необхідності відповідного перерахунку потоків води між ними.

Id	Depth (m)
1	100.0
2	400.0
3	3000.0

Рисунок Ж.6 – Панель користувача “Layers” з кількістю і товщиною вертикальних шарів у воді

В панелі “Exchange coefficients” вказуються (рис. Ж.7) потоки води між камерами [км³/р] у напрямку з камери Start Box (вертикальний шар Start Layer Id) в камеру Terminal Box (вертикальний шар End Layer Id).

Start Box	Terminal Box	Start Layer Id	End Layer Id	Value (km ³ /year)
World Oceans	Gibraltar West	1	2	130000.0
Gibraltar West	World Oceans	2	1	155491.3
World Oceans	Gibraltar West	1	3	130000.0
Gibraltar West	World Oceans	3	1	130000.0
Tunis	Sicily South West	1	2	9912.045
Sicily South West	Tunis	2	1	26056.88
Sicily South West	Malta West	2	1	11274.27

Рисунок Ж.7 – Панель користувача “Exchange Coefficients”

В панелі “Individual Consumption” задається (рис. Ж.8) величина споживання морепродуктів [кг/р], зокрема риби (Fish), ракоподібних (Crustacean), молюсків (Mollusc) і водоростей (Algae) середньостатистичним жителем. За потреби,

користувач може їх замінити даними для певної критичної групи населення (наприклад, рибалок), які споживають значно більше морепродуктів, ніж середньостатистичні жителі.

Box	Fish (kg/year)	Crustacean (kg/year)	Mollusc (kg/year)	Algae (kg/year)
World Oceans	10.5	2.1	2.1	1.3
Gibraltar West	10.5	2.1	2.1	1.3
Gibraltar East	10.5	2.1	2.1	1.3
Spain South	10.5	2.1	2.1	1.3
Marseille	10.5	2.1	2.1	1.3
Monaco	10.5	2.1	2.1	1.3
Strait of Bonifacio West	10.5	2.1	2.1	1.3

Рисунок Ж.8 – Панель користувача “Individual Consumption”

В панелі “Preferences in Consumption” задається співвідношення між різними типами риби при їхньому споживанні середньостатистичним жителем (рис. Ж.9). Дана панель з’являється лише у випадку вибору варіанту “Dynamic food-chain” на головній панелі. При виборі ланцюжка живлення “Only pelagic food web” панель містить лише дві колонки: для нехижої (Non Piscivorous) і хижої (Piscivorous) риби. Якщо ж враховуються обидва ланцюжки живлення “Pelagic and benthic food webs”, з’являються ще дві колонки, які відповідають за придонну (Benthic) і прибережну (Coastal) рибу.

Box	Non Piscivorous	Piscivorous	Benthic	Coastal
1: World Oceans	0.8	0.2	0.0	0.0
2: Gibraltar West	0.8	0.2	0.0	0.0
3: Gibraltar East	0.5	0.1	0.1	0.3
4: Spain South	0.5	0.1	0.1	0.3
5: Spain South East	0.5	0.1	0.1	0.3
6: Algeria West	0.5	0.1	0.1	0.3
7: Valencia	0.5	0.1	0.1	0.3
8: Barcelona	0.5	0.1	0.1	0.3
9: Majorca	0.5	0.1	0.1	0.3

Рисунок Ж.9 – Панель користувача “Preferences in Consumption”

В панелі “Release” описується джерело радіоактивності, яка потрапляє в певну камеру області моделювання (рис. Ж.10). При цьому користувач може задати кілька джерел у різних камерах, користуючись кнопкою “+”. Але варто пам’ятати, що в

одній камері може бути лише одне джерело активності. Отже, в колонці Box обирається камера, в якій існує витік радіонукліда, в колонці Layer – номер вертикального шару в цій камері, в колонці Nuclide – радіонуклід з випадуючого списку.

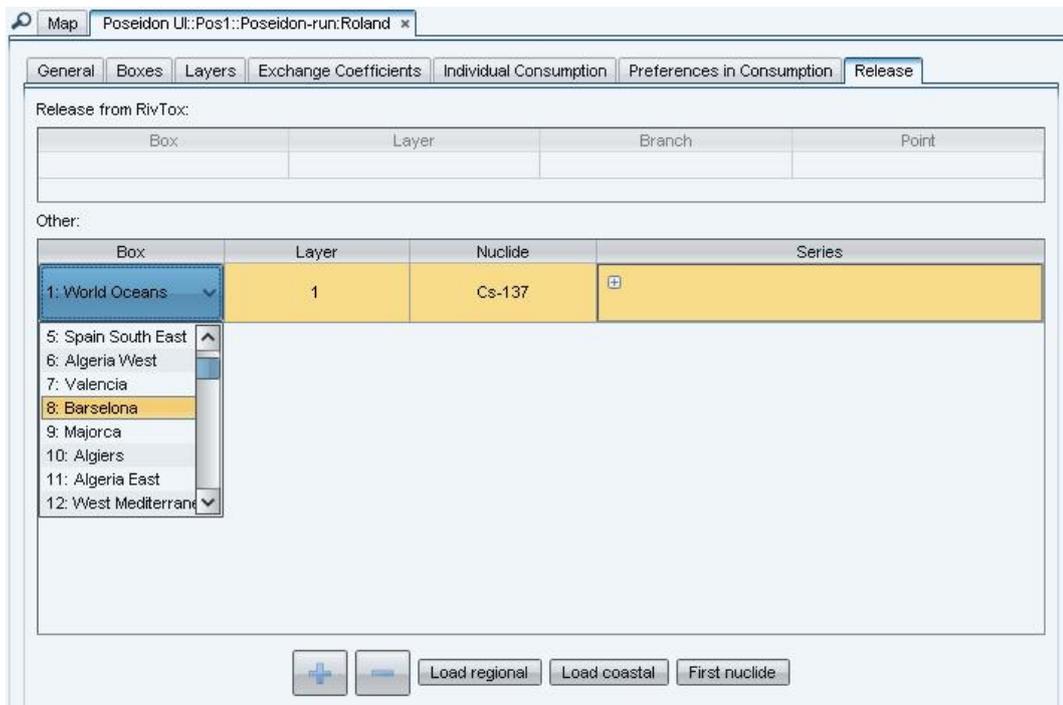


Рисунок Ж.10 – Визначення камери і радіонукліда, який в неї потрапляє, в панелі користувача “Release”

На наступному кроці користувач має задати значення інтенсивності джерела радіоактивності в різні проміжки часу. Для цього потрібно клікнути на “+” в колонці Series, що приведе до появи таблички з двома колонками (рис. Ж.11). У кожному рядку цієї таблички вказується інтенсивність джерела (Value) [Бк/р] і проміжок часу, протягом якого вона залишалася постійною (Period) [р]. Кількість рядків у табличці можна змінювати за допомогою кнопок “+” і “-”. Наприклад, на рисунку описаний витік ^{137}Cs , що розпочався через 0,1 рік після початку розрахунку і мав інтенсивність $1 \cdot 10^{13}$ Бк/р протягом 0,1 року, після чого вона змінилася до $2 \cdot 10^{12}$ Бк/р і тривала протягом 0,3 року. При цьому загальний витік радіонукліда склав $1,6 \text{ ТБк}$ ($0,1 \cdot 10^{13} + 0,3 \cdot 2 \cdot 10^{12} = 1,6 \cdot 10^{12}$ Бк).

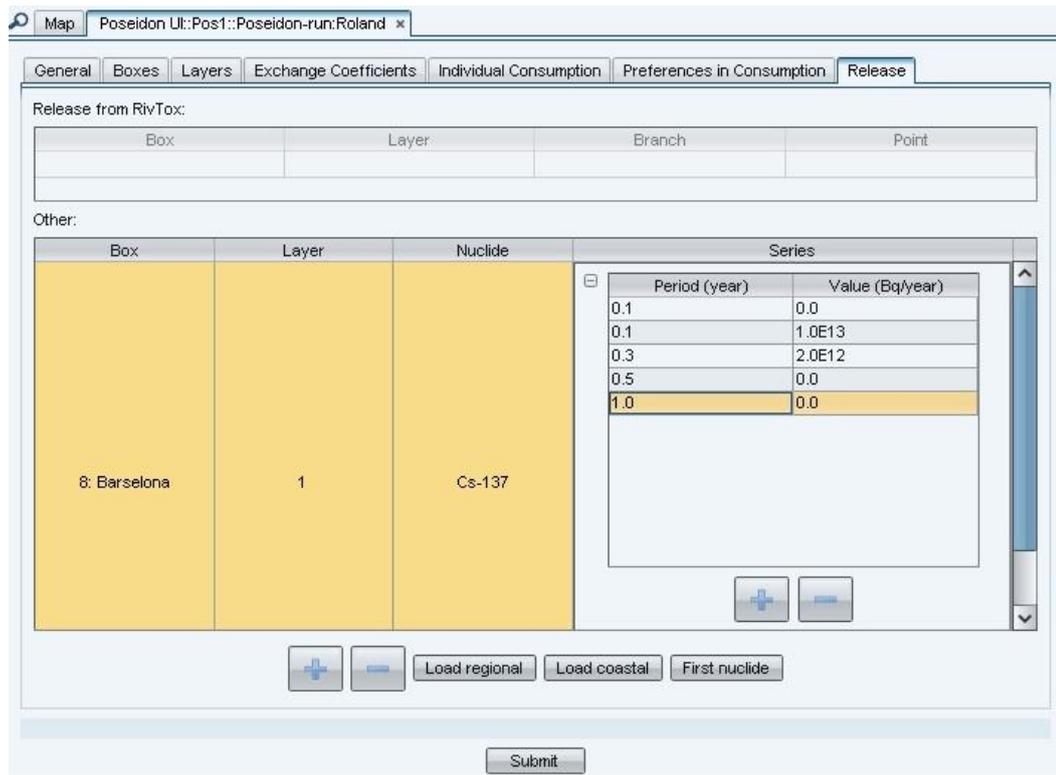


Рисунок Ж.11 – Визначення параметрів витоку радіонукліда в панелі користувача “Release”

Після визначення всіх параметрів користувач може почати розрахунок, натиснувши кнопку “Submit”. Хід розрахунку моделі POSEIDON-R відображається в панелі “Messages” інтерфейсу системи RODOS (рис. Ж.12).

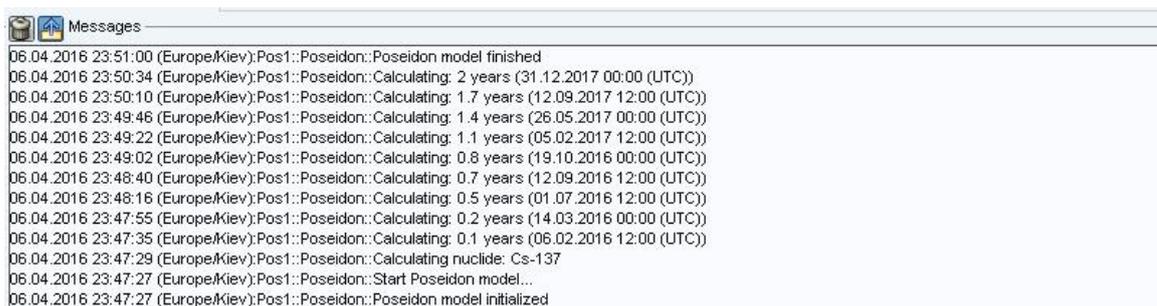


Рисунок Ж.12 – Хід розрахунку моделі POSEIDON-R в панелі “Messages”

Перегляд результатів моделі POSEIDON-R

Після завершення розрахунку всі результати моделювання можна переглянути, використовуючи ліву панель інтерфейсу системи RODOS (рис. Ж.13). Зокрема, в папці Output → Results є набір папок з даними по концентрації радіонукліда у воді (Filtered water concentration), донних відкладеннях (Top sediment layer concentration), морських організмах (Organisms concentration), а також значення індивідуальних доз опромінення людини від споживання морепродуктів (Individual dose). Конфігурацію системи камер розрахункової області можна переглянути, клікнувши на папку Boxes в лівій панелі інтерфейсу системи RODOS, як це зображено на рис. Ж.13.

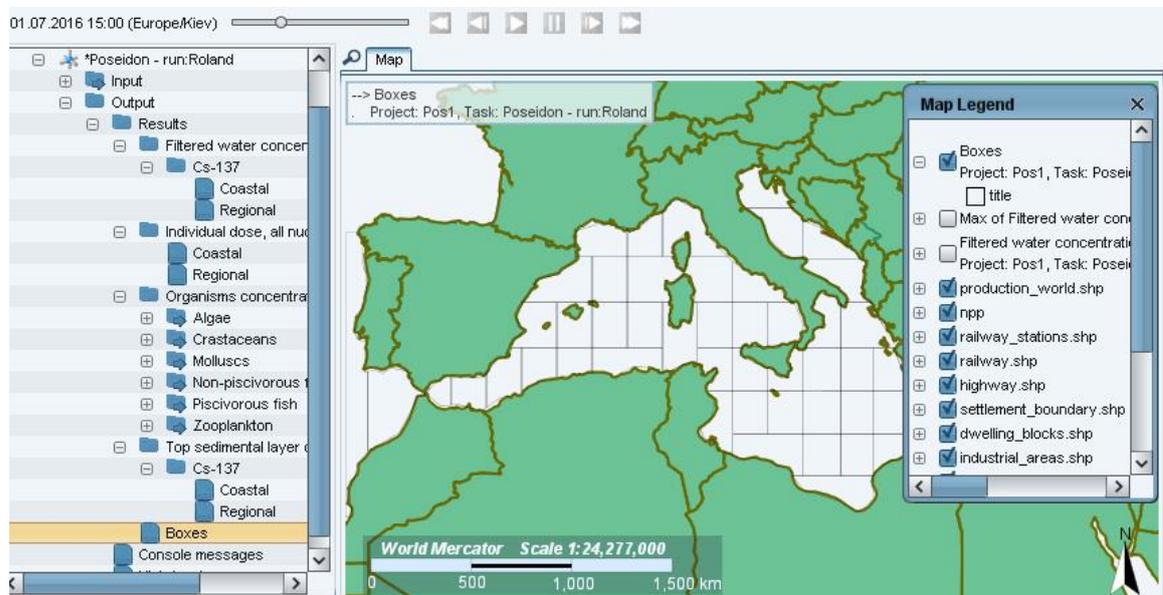


Рисунок Ж.13 – Система камер розрахункової області моделі POSEIDON-R в інтерфейсі системи RODOS

Кожна папка з розрахованими концентраціями містить дані для всіх камер розрахункової області (Regional), а також для прибережної камери (Coastal), якщо на основній панелі відмічене “Use coastal boxes”. Приклад розрахованих концентрацій ^{137}Cs у воді приводиться на рис. Ж.14. Користувач може проглядати результати для різних вертикальних шарів, змінюючи положення показника “vertical layer indicator”, а також для різних моментів часу, пересуваючи показник “time indicator”.

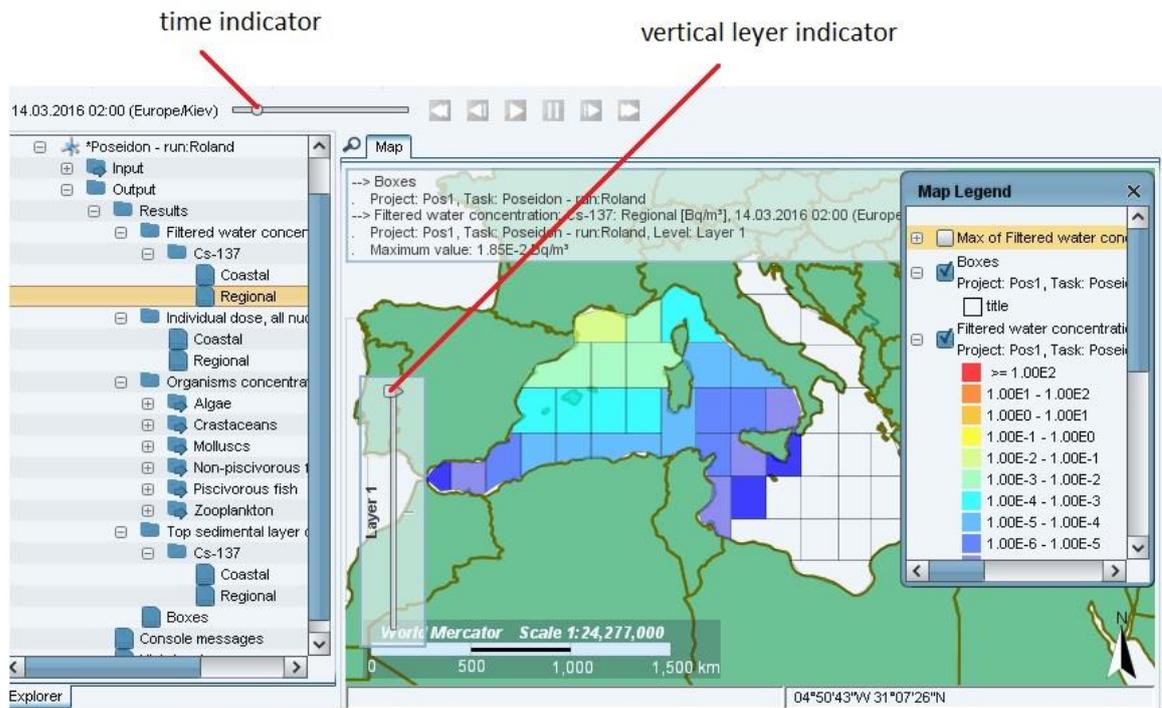


Рисунок Ж.14 – Карта розрахованої концентрації ^{137}Cs в області моделювання

Концентрація радіонукліда в прибережній камері відображається у вигляді графіка (рис. Ж.15). Під графіком завжди приводиться таблиця з розрахованими значеннями. Такі ж графіки можна отримати для кожної камери після клікання правою кнопкою миші на цій камері і вибору одного з двох запропонованих варіантів (рис. Ж.16). При цьому повинна бути активною іконка “concentration with time graph” на верхній панелі інтерфейсу системи RODOS. Також є можливість побудувати графік зміни концентрації радіонукліда у вертикальному профілі води. Для цього повинна бути активною іконка “vertical profile graph”.

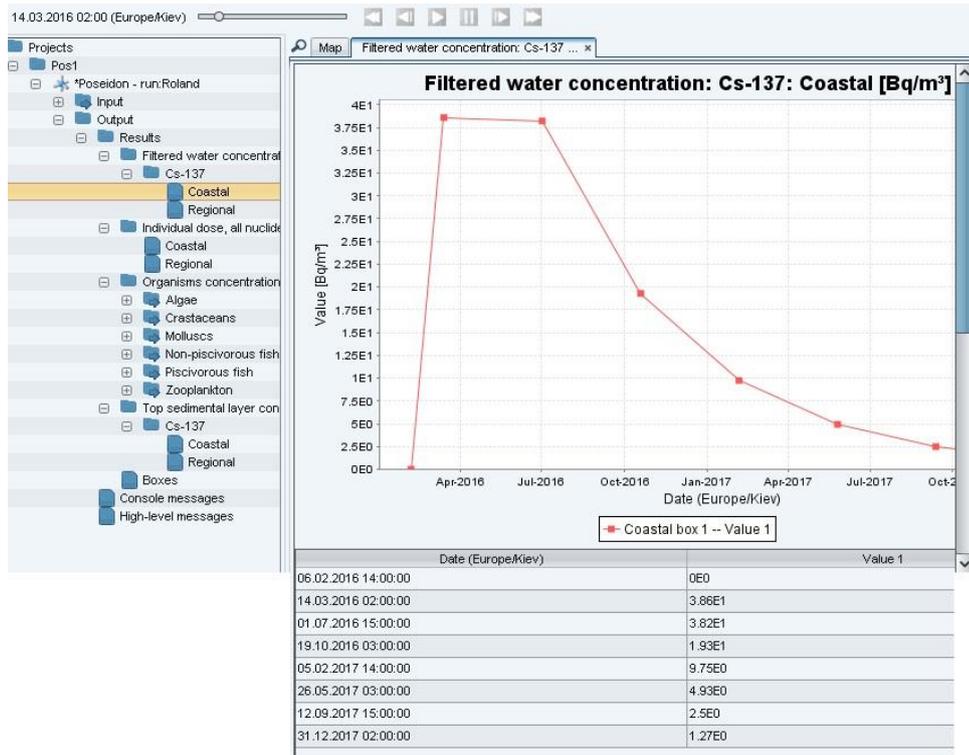


Рисунок Ж.15 – Графік концентрації ^{137}Cs у воді в прибережній камері

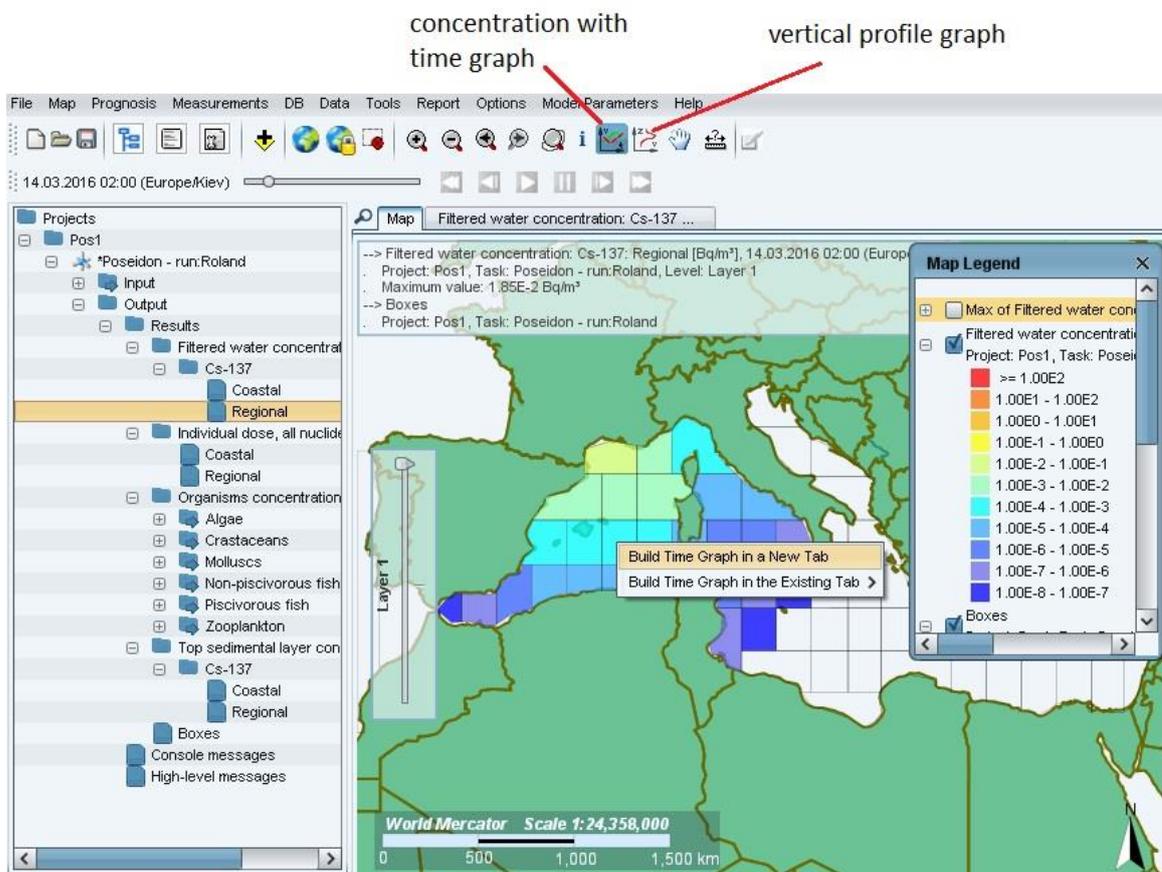


Рисунок Ж.16 – Побудова графіка концентрації ^{137}Cs у воді в будь-якій камері.

Додаток 3

**Параметри моделі переносу радіонуклідів через прісноводні ланцюжки
живлення**

Таблиця 3.1 – Складові ланцюжка живлення моделі FDMA

№	Рослини	Тварини	Продукти тваринного походження	Продукти споживання для людини
1	Трава	Корова	Молоко корови	Пшениця (зерно)
2	Зернові	Вівця	Молоко вівці	Пшениця (висівки)
3	Кукурудза	Коза	Молоко кози	Жито (зерно)
4	Фрукти і ягоди	Теля	Гов'ядина	Жито (висівки)
5	Картопля	Свиня	Дичина	Овес
6	Буряк	Ягня	Телятина	Картопля
7		Курка	Свинина	Листяні овочі
8		Дикі тварини	Баранина	Кореневі овочі
9			Курятина	Фрукти і ягоди
10			Яйця	Пиво
11				Молоко
12				Конденсоване молоко
13				Вершки
14				Масло
15				Сир кисломолочний
16				Сир
17				Гов'ядина
18				Дичина

Продовження табл. 3.1

19				Телятина
20				Свинина
21				Баранина
22				Курятина
23				Яйця

Параметри, які не залежать від радіоекологічного регіону

Таблиця 3.2 – Коефіцієнти переходу радіонуклідів з організму тварини у відповідний продукт

Продукт тваринного походження	Коефіцієнт переходу радіонукліда з організму тварини у відповідний продукт		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Коров'яче молоко	0.01	$1.5 \cdot 10^{-3}$	0.01
Овече молоко	0.06	$1.4 \cdot 10^{-2}$	0.5
Козяче молоко	0.06	$1.4 \cdot 10^{-2}$	0.5
Гов'ядина	0.04	$4.0 \cdot 10^{-4}$	$4.0 \cdot 10^{-3}$
Свинини	0.25	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$3.0 \cdot 10^{-3}$
Баранина	0.7	$3.0 \cdot 10^{-3}$	0.03
Дичина	0.5	$3.0 \cdot 10^{-3}$	0.01
Курятина	4.5	0.04	0.1
Яйця	0.3	0.2	2.8

Таблиця 3.3 – Біологічні параметри накопичення радіонуклідів у продуктах

Елемент	Продукт	Фракції біологічних швидкостей переносу (a_1, a_2) і час життя (T_1, T_2) відповідних продуктів			
		a_1	T_1 (дні)	a_2	T_2 (дні)
^{137}Cs	Молоко	0.8	1.5	0.2	15
	Гов'ядина	0.35	3	0.65	55
	Свинина	1.0	29.5	-	-
	Курятина, баранина, дичина	0.9	3.8	0.1	26
	Яйця	1.0	3	-	-
^{90}Sr	Молоко	0.9	3	0.1	100
	М'ясо	0.54	4	0.46	240
	Курятина	0.5	3	0.5	100
	Яйця	0.5	2	0.5	20
^{131}I	Молоко, яйця	1.0	0.7	-	-
	М'ясо, курятина	1.0	7.5	-	-

Таблиця 3.4 - Коефіцієнти обробки і приготування для різних радіонуклідів

Продукт	Коефіцієнт обробки і приготування		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Пшениця	0.5	0.5	0.5
Ячмінь	0.6	0.5	0.5
Овочі	0.8	0.8	0.8
Фрукти і ягоди	1.0	1.0	1.0
Вершки	0.7	0.4	0.7
Масло	0.2	0.2	0.5

Продовження табл. 3.4

Сир кисломолочний	0.6	6.0	0.6
Сир	0.6	0.8	1.4
Конденсоване молоко	2.7	2.7	2.7
М'ясо, курятина, яйця	1.0	1.0	1.0

Таблиця 3.5 – Час зберігання продуктів

Продукт	Час зберігання (дні)	Продукт	Час зберігання (дні)
Зернові	45	Молоко	1
Кукурудза	45	Масло	3
Картопля і буряк	7	Вершки	2
Листя буряка	0	Конденсоване молоко	7
Листяні овочі	1	Кисломолочний сир	7
Кореневі овочі	7	Сир	30
Плодові овочі	2	Гов'ядина	14
Фрукти і ягоди	2	Свинина	2
Яйця	2	Баранина, курятина	7

Таблиця 3.6 – Дозові коефіцієнти для різних вікових груп населення

Вікова група	Дозовий коефіцієнт, Зв Бк ⁻¹		
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³¹ I
до 1 року	1.2E-08	7.3E-08	1.8E-07
від 1 до 5 років	9.6E-09	4.7E-08	1.0E-07
від 5 до 10 років	1.0E-08	6.0E-08	5.2E-08
від 10 до 15 років	1.3E-08	8.0E-08	3.4E-08
дорослі	1.3E-08	2.8E-08	2.2E-08

Радіоекологічний регіон Полісся (код 320 в системі RODOS)

Таблиця 3.7 – Час урожаю та урожайність рослин

Рослина	Час урожаю	Урожайність (кг м ⁻²)
Трава	15.05 - 15.10	1.0
Озима пшениця	25.07 - 1.08	0.2
Озимий ячмінь	17.07 - 23.07	0.3
Овес	1.08 - 10.08	0.2
Жито	23.07 - 31.07	0.2
Кукурудза	10.08 - 25.09	1.8
Буряк	25.09 - 3.10	3.5
Листя буряка	25.09 - 3.10	2.1
Картопля	25.08 - 25.09	1.1
Листяні овочі	1.06 - 30.09	2.0
Плодові овочі	1.08 - 20.08	1.0
Кореневі овочі	20.09 - 1.10	1.5
Фрукти	20.07 - 1.10	0.5
Ягоди	20.07 - 1.10	0.3

Таблиця 3.8 – Зміна індексу листяного покриву з часом

Рослина	Індекс листяного покриву (м ² (листя) м ⁻²)						
Трава	Дата	1.04	1.06	1.08	31.10		
	Покров	0.01	1.0	1.0	0.02		
Озима пшениця	Дата	1.01	1.05	1.06	1.07	1.08	2.08
	Покров	0.0	1.0	6.0	6.0	0.4	0.0
Озимий ячмінь	Дата	1.01	25.03	25.04	15.06	23.07	24.07
	Покров	0.0	0.2	1.5	5.5	0.3	0.0
Овес	Дата	30.04	20.05	25.06	20.07	10.08	11.08
	Покров	0.0	0.3	5.0	5.0	0.8	0.0
Жито	Дата	1.01	20.04	1.06	1.07	31.07	1.08
	Покров	0.0	0.6	6.0	6.0	0.1	0.0
Кукурудза	Дата	25.05	15.06	20.07	20.08	11.10	
	Покров	0.0	1.0	6.7	6.5	0.0	
Буряк	Дата	10.05	20.06	10.07	1.09	4.10	
	Покров	0.0	3.5	6.2	6.0	0.0	
Картопля	Дата	1.06	10.07	1.08	26.09		
	Покров	0.0	5.0	5.0	0.0		
Листяні овочі	Дата	25.04	20.06	20.07	1.08	1.10	
	Покров	0.0	3.5	3.5	0.2	0.0	
Плодові овочі	Дата	15.05	15.06	1.07	1.08	20.08	21.08
	Покров	0.0	2.0	6.0	6.0	0.4	0.0
Кореневі овочі	Дата	25.05	10.07	1.09	2.10		
	Покров	0.0	4.5	4.5	0.0		
Фрукти і ягоди	Дата	20.04	10.07	1.09	1.11		
	Покров	0.0	6.0	6.0	0.0		

Таблиця 3.9 – Коефіцієнти переносу радіонуклідів з ґрунту в рослину

Рослина	Коефіцієнт переносу радіонукліда з ґрунту в рослину		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Трава	1.5	1.5	0.1
Озима пшениця	0.2	0.8	0.1
Озимий ячмінь	0.2	0.8	0.1
Жито	0.2	0.7	0.1
Кукурудза	0.02	0.2	0.1
Буряк	0.04	0.3	0.1
Картопля	0.02	0.07	0.1
Листяні овочі	0.02	0.1	0.1
Плодові овочі	0.01	0.2	0.1

Таблиця 3.10 – Величина споживання кормів тваринами

Тварина	Корм	Величина споживання (кг день ⁻¹)	
		Зима	Літо
Корова	Трава	-	50
	Концентрати	3	1
	Зернові	1	0.5
	Листя кукурудзи	16	-
	Сіно	1	-
	Солома	5	-
	Буряк	19	-

Продовження табл. 3.10

Вівця	Трава	-	7
	Концентрати	-	0.3
	Сіно	0.4	-
	Солома	1	-
	Буряк	1	-
Свиня	Зернові	1.6	2
	Трава	-	2.5
	Картопля	4.7	-
	Висівки	0.5	0.5
Курка	Зерно	0.09	0.09

Таблиця 3.11 – Величина споживання продуктів харчування дорослим населенням

Продукт харчування	Величина споживання дорослим населенням (г день ⁻¹)	
	Міське населення	Сільське населення
Пшениця	173	96
Жито	185	251
Картопля	259	628
Листяні овочі	51	68
Кореневі овочі	64	119
Плодові овочі	33	28
Фрукти	44	60
Ягоди	9	15

Продовження табл. 3.11

Молоко	91	84
Вершки	18	2
Масло	8	4
Сир кисломолочний	13	0.5
Сир	2	0.7
Гов'ядина	12	0.3
Баранина	0.1	0.4
Свинина	42	39
Курятина	5	16
Яйця	17	15
Риба	9	4

Радіоекологічний регіон Лісо-степ (код 321 в системі RODOS)

Таблиця 3.12 – Час урожаю та урожайність рослин

Рослина	Час урожаю	Урожайність (кг м ⁻²)
Трава	15.05 - 31.10	1.5
Озима пшениця	16.07 - 20.07	0.3
Озимий ячмінь	5.07 - 15.07	0.3
Овес	25.07 - 30.07	0.2
Жито	25.07 - 31.07	0.2
Кукурудза	15.08 - 20.09	2.0
Буряк	25.09 - 3.10	3.0
Листя буряка	25.09 - 3.10	2.0
Картопля	25.08 - 15.09	1.1
Листяні овочі	25.05 - 1.10	2.0

Продовження табл. 3.12

Плодові овочі	20.07 - 15.08	1.0
Кореневі овочі	1.10 - 10.10	1.5
Фрукти	30.07 - 1.10	0.4
Ягоди	30.07 - 1.10	0.2

Таблиця 3.13 – Зміна індексу листяного покриву з часом

Рослина	Індекс листяного покриву (м ² (листя) м ⁻²)						
	Дата	1.04	1.06	1.08	31.10		
Трава	Дата	1.04	1.06	1.08	31.10		
	Покров	0.01	1.5	1.5	0.02		
Озима пшениця	Дата	1.01	1.04	25.04	1.07	1.08	2.08
	Покров	0.0	0.4	6.0	6.0	0.4	0.0
Озимий ячмінь	Дата	1.01	1.05	10.06	1.07	15.07	16.07
	Покров	0.0	0.5	6.0	6.0	0.1	0.0
Овес	Дата	1.05	15.05	20.06	10.07	30.07	31.07
	Покров	0.0	0.3	5.0	5.0	1.0	0.0
Жито	Дата	1.01	20.04	1.06	1.07	20.07	1.08
	Покров	0.0	0.3	6.0	6.0	4.0	0.0
Кукурудза	Дата	20.05	15.06	10.07	20.08	10.09	21.09
	Покров	0.0	2.0	6.5	6.5	2.0	0.0
Буряк	Дата	5.05	15.06	10.07	20.09	4.10	
	Покров	0.0	2.0	6.0	6.0	0.0	
Картопля	Дата	25.05	20.06	1.08	16.09		
	Покров	0.0	5.0	5.0	0.0		
Листяні овочі	Дата	20.04	1.07	20.07	2.10		
	Покров	0.0	3.5	3.5	0.0		

Продовження табл. 3.13

Плодові овочі	Дата	15.05	1.07	1.08	16.08
	Покров	0.0	6.0	6.0	0.0
Кореневі овочі	Дата	20.05	10.07	1.09	2.10
	Покров	0.0	4.5	4.5	0.0
Фрукти і ягоди	Дата	20.04	1.07	1.09	1.11
	Покров	0.0	6.0	6.0	0.0

Таблиця 3.14 – Коефіцієнти переносу радіонуклідів з ґрунту в рослину

Рослина	Коефіцієнт переносу радіонукліда з ґрунту в рослину		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Трава	0.2	0.5	0.1
Озима пшениця	0.05	0.2	0.1
Озимий ячмінь	0.05	0.1	0.1
Жито	0.05	0.09	0.1
Кукурудза	0.02	0.07	0.1
Буряк	0.04	0.1	0.1
Картопля	0.02	0.03	0.1
Листяні овочі	0.02	0.03	0.1
Плодові овочі	0.01	0.09	0.1

Таблиця 3.15 – Величина споживання кормів тваринами

Тварина	Корм	Величина споживання (кг день ⁻¹)	
		Зима	Літо
Корова	Трава	-	50
	Концентрати	2.5	1
	Зернові	1	0.5
	Листя кукурудзи	20	-
	Сіно	1.5	-
	Солома	4	-
	Буряк	12	-
Вівця	Трава	-	7
	Концентрати	-	0.3
	Сіно	0.4	-
	Солома	1	-
	Буряк	1	-
Свиня	Зернові	0.5	0.5
	Трава	-	2.7
	Листя кукурудзи	1.3	1.3
	Буряк	2.3	-
Курка	Зерно	0.09	0.09

Таблиця 3.16 – Величина споживання продуктів харчування дорослим населенням

Продукт харчування	Величина споживання дорослим населенням (г день ⁻¹)	
	Міське населення	Сільське населення
Пшениця	336	445
Жито	90	4
Картопля	312	604
Листяні овочі	76	138
Кореневі овочі	73	118
Плодові овочі	53	114
Фрукти	62	76
Ягоди	8	7
Молоко	112	82
Вершки	11	4
Масло	10	4
Сир кисломолочний	11	2.4
Сир	4	0.2
Гов'ядина	21	15
Баранина	0.5	0.4
Свинина	23	57
Курятина	14	48
Яйця	20	35
Риба	12	4

Радіоекологічний регіон Степ (код 322 в системі RODOS)

Таблиця 3.17 – Час урожаю та урожайність рослин

Рослина	Час урожаю	Урожайність (кг м ⁻²)
Трава	1.05 - 31.10	0.9
Озима пшениця	5.07 - 14.07	0.3
Озимий ячмінь	25.06 - 1.07	0.3
Овес	12.07 - 17.07	0.2
Жито	15.07 - 25.07	0.3
Кукурудза	10.08 - 5.09	1.6
Буряк	25.09 - 3.10	2.5
Листя буряка	25.09 - 3.10	1.6
Картопля	5.08 - 26.08	0.9
Листяні овочі	1.05 - 30.09	2.0
Плодові овочі	15.07 - 10.09	1.0
Кореневі овочі	1.10 - 10.10	1.0
Фрукти	20.07 - 1.10	0.4
Ягоди	20.07 - 1.10	0.3

Таблиця 3.18 – Зміна індексу листяного покриву з часом

Рослина	Індекс листяного покриву (м ² (листя) м ⁻²)						
	Дата	1.04	1.06	1.08	31.10		
Трава	Дата	1.04	1.06	1.08	31.10		
	Покров	0.01	0.9	0.9	0.02		
Озима пшениця	Дата	1.01	20.03	20.04	15.06	14.07	15.07
	Покров	0.0	0.3	1.0	6.0	0.1	0.0
Озимий ячмінь	Дата	1.01	25.03	25.04	15.06	1.07	2.07
	Покров	0.0	0.2	1.5	5.5	0.3	0.0

Продовження табл. 3.18

Овес	Дата	10.04	15.05	1.06	1.07	16.07	17.07
	Покров	0.0	3.0	5.0	3.5	0.1	0.0
Жито	Дата	1.01	1.04	20.04	20.06	25.07	26.07
	Покров	0.0	0.3	0.7	6.0	0.1	0.0
Кукурудза	Дата	10.05	10.06	10.07	5.08	31.08	1.09
	Покров	0.0	3.5	6.5	6.0	0.4	0.0
Буряк	Дата	5.05	15.06	10.07	5.08	4.10	
	Покров	0.0	2.0	6.5	6.0	0.0	
Картопля	Дата	20.05	15.07	10.08	27.08		
	Покров	0.0	5.0	3.5	0.0		
Листяні овочі	Дата	20.04	20.06	30.07	1.10		
	Покров	0.0	4.0	4.0	0.0		
Плодові овочі	Дата	10.05	5.07	20.08	9.09	10.09	
	Покров	0.0	6.0	6.0	0.4	0.0	
Кореневі овочі	Дата	10.05	20.06	20.08	11.10		
	Покров	0.0	4.5	4.5	0.0		
Фрукти і ягоди	Дата	15.04	1.06	20.07	1.11		
	Покров	0.0	6.0	6.0	0.0		

Таблиця 3.19 – Коефіцієнти переносу радіонуклідів з ґрунту в рослину

Рослина	Коефіцієнт переносу радіонукліда з ґрунту в рослину		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Трава	0.07	0.2	0.1
Озима пшениця	0.02	0.08	0.1
Озимий ячмінь	0.02	0.08	0.1
Жито	0.02	0.06	0.1

Продовження табл. 3.19

Кукурудза	0.02	0.04	0.1
Буряк	0.04	0.06	0.1
Картопля	0.02	0.01	0.1
Листяні овочі	0.02	0.01	0.1
Плодові овочі	0.01	0.03	0.1

Таблиця 3.20 – Величина споживання кормів тваринами

Тварина	Корм	Величина споживання (кг день ⁻¹)	
		Зима	Літо
Корова	Трава	-	50
	Концентрати	3	1
	Зернові	1	0.5
	Листя кукурудзи	23	-
	Сіно	1.5	-
	Солома	4	-
	Буряк	6	-
Вівця	Трава	-	7
	Концентрати	-	0.3
	Сіно	0.4	-
	Солома	1	-
	Буряк	1	-
Свиня	Зернові	0.7	1
	Трава	-	1.8
	Листя кукурудзи	1.2	1.2
	Буряк	2.3	-
Курка	Зерно	0.09	0.09

Таблиця 3.21 – Величина споживання продуктів харчування дорослим населенням

Продукт харчування	Величина споживання дорослим населенням (г день ⁻¹)	
	Міське населення	Сільське населення
Пшениця	440	411
Жито	2	0
Картопля	300	390
Листяні овочі	70	82
Кореневі овочі	70	104
Плодові овочі	60	71
Фрукти	59	70
Ягоди	8	6.5
Молоко	360	500
Вершки	7	2
Масло	7	1.5
Сир кисломолочний	7	0.5
Сир	1.5	0.2
Гов'ядина	15	6
Баранина	0.2	0.1
Свинина	25	33
Курятина	22	36
Яйця	24	34
Риба	20	18