

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської та

аспірантської підготовки

Кафедра загальної та теоретичної фізики

Магістерська кваліфікаційна робота

на тему: «ТЕХНОЛОГІЇ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ
МОРСЬКИХ ВОДОЙМИЩ»

Виконала студентка 2 курсу групи МТЗ-2
спеціальності 183 «Технології захисту
навколишнього середовища»

Дереза Дар'я Сергіївна

Керівник д.ф-м. н., професор
Герасимов Олег Іванович

Рецензент д. хім. н. професор
Софронков О.Н.

Одеса 2018

МІНІСТРЕСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської та аспірантської підготовки
Кафедра загальної та теоретичної фізики
Рівень вищої освіти магістр
Спеціальність 183 Технології захисту навколишнього середовища
(шифр і назва)
(наказ № 271-С, від 05.10.2018)

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри
загальної та теоретичної
фізики Герасимов О. І.
“ 29 ” 10 2018 р

ЗАВДАННЯ
НА МАГІСТЕРСЬКУ РОБОТУ СТУДЕНТА

Дережа Дар'я Сергіївна

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: *Технології радіоекологічного моніторингу морських водоймищ*

керівник роботи д.ф-м.н, проф. Герасимов Олег Іванович

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом вищого навчального закладу від “_05_”

жовтня 2018

року №_271-С

2. Срок подання студентом роботи 10 грудня 2018 р.

3. Вихідні дані до роботи

Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити)

1. Описання джерел надходження іонізуючого випромінювання та проблем радіологічного забруднення морських територій; аналіз аварії на АЕС Фукусіма-1
2. Поведінка та біогеохімічні шляхи штучних радіонуклідів в умовах прибережної зони, шельфу і напівзамкнених морських басейнів.
3. Розглядання шляхів радіаційного забруднення довкілля з боку зараженого морського середовища.
4. Запропонування методів захисту прибережного населення в умовах зараження морського середовища.

4. Перелік графічного матеріалу (з точним значенням обов'язкових креслень)

Рис. 1.1 – Джерела радіонуклідів на Землі. Рис. 1.2 – Джерела іонізуючих випромінювань на Землі. Рис. 1.3 – Радіоактивні сімейства. Таблиця 1.1 – Природні радіоактивні ізотопи, що не входять в сімейства. Таблиця 1.2 – Основні біогенні значущі радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище при роботі підприємств ядерного паливного циклу. Таблиця 1.3 – Найбільші радіаційні аварії на підприємствах ЯПЦ і реакторах. Таблиця 1.4 – Основні вимірювальні завдання, які реалізуються на радіаційно- і ядерно-небезпечних об'єктах. Таблиця 1.5 - Кількість паливних збірок в енергоблоках АЕС на момент аварії. Рис. 1.4 – Рівні іонізуючого випромінювання, зафіксовані при обльоті околиць станції протягом 40 годин 17, 18 і 19 березня. Рис. 1.5 – Передбачуваний шлях надходження радіоактивних речовин в морську воду. Рис. 2.1 – Джерела надходження радіонуклідів у прибережні зони морів. Рис. 3.1 – Шляхи надходження радіонуклідів з морського середовища до організму людини. Таблиця 3.1 – Об'ємна активність нуклідів в морській воді, Бк/см³. Рис. 3.2 – Максимальні концентрації радіонуклідів в морській воді 24 березня (в дужках - дані на 23 березня). Таблиця 3.2 – Результати вимірювання радіонуклідів у морській

воді. Таблиця 3.3 – Радіонуклідний склад повітряних викидів з різних енергоблоків АЕС «Фукусіма-1», Бк. Табл. 3.4 – Середні коефіцієнти розподілу і накопичення радіоактивних елементів в морських осадах і гідробіонтах. Рис. 3.3 – Результати однієї з глобальних моделей розсіювання Cs-137 в атмосфері, представлені в вихідній кольоровому. Рис. 3.4 – Моделювання забруднення вод в період з 21 березня 2011 року по 29 червня 2012 року. Рис. 3.5 – Моделювання горизонтального розподілу Cs-137 в поверхневих водах у період з 14 по 26 квітня 2011 року. Рис.3.6 – Горизонтальний розподіл концентрацій Cs-137 з середніми значеннями за десятиденний період з 21 по 30 квітня 2011 року (назви моделей вказані у верхній частині кожного малюнка). Рис. 3.7 – Моделювання сукупних еолових відкладень до 1 квітня 2011 року. Рис. 3.8 – Приклад середнього по множині рівня осадження Cs-137 (11-31 березня 2011 року). Рис. 4.1 – Поводження із забрудненою водою на майданчику. Рис. 4.2 – Ілюстрація робіт щодо поводження з водою: баки для зберігання забрудненої води показані зліва.

Дата видачі завдання 29.10.2018 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ п/ п	Назва етапів дипломного проекту (магістерської роботи)	Термін виконання етапів роботи	Відмітка про виконання	
			За 4- х бальн ою шкал ою	%
1	Огляд новітніх літературних джерел за темою дипломного проекту	31 жовтня 2018		
2	Узагальнення основних теоретичних положень проекту	29.10.2018		
3	Рубіжна атестація	19-24.11.2018		
4	Попередній захист кваліфікаційної роботи	24.12.2018		
5	Перевірка на плагіат	13-14.12.2018		
6	Рецензування	19-20.12.2018		
7	Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)			

Магістр _____ Дереза Д.С.

Керівник проекту _____ Герасимов О.І. д. ф-м.н, проф.

АНОТАЦІЯ

«Технології радіоекологічного моніторингу морських водоймищ»

Мета кваліфікаційної магістерської роботи – огляд сучасних технологій радіоекологічного моніторингу морських акваторій.

Задачею магістерської кваліфікаційної роботи є:

- детальний аналіз характеру та ступені радіоактивного забруднення морського середовища, яке мало місце внаслідок аварій на АЕС Фукусіма;
- вивчення зворотного впливу забруднених морських ареалів з урахуванням природних, зокрема біологічних, каналів надходження радіонуклідів по харчовим ланцюгам;
- розробка методичних рекомендацій для населення прибережних територій, які знаходяться під потенціальним впливом вище визначених джерел забруднення.

Ключові слова: радіонукліди, АЕС Фукусіма 1, морське середовище, радіоактивне забруднення, захист населення.

Науковий керівник: д.ф-м.н, проф. Герасимов О.І.

Робота містить:

Сторінок – 85

Таблиць – 9;

Рисунків – 16;

Літературних посилань – 20.

ANNOTATION

«Technologies of marine radio-ecological monitoring»

The purpose of the qualification master's work - an overview of marine areas radioecological monitoring modern technologies.

The task of the master's qualification work is:

– detailed analysis of the nature and degree of the marine environment radioactive contamination, which occurred as a result of accidents at NPPs of Focushima;

– study of the reciprocal effects of contaminated marine habitats, taking into account natural, in particular, biological, feed channels of radionuclide's

– development of methodological recommendations for the coastal areas population that are under the potential influence of above identified sources of pollution.

Key words: radionuclides, NPP Fukushima 1, marine environment, radioactive contamination, population protection.

Scientific supervisor: Dr. of phys. and math. sc., Prof. Gerasimov O.I.

The work contains:

Pages – 85

Figures – 16;

Tables – 9;

Literature references – 20.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ.....	9
ВСТУП.....	10
ПОСТАНОВКА ЗАДАЧІ.....	12
1 ДЖЕРЕЛА НАДХОДЖЕННЯ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ.....	13
1.1 Природні радіоактивні речовини.....	15
1.2 Штучні радіонукліди.....	20
1.3 Радіоекологічний моніторинг.....	24
1.4 Проблема радіологічного забруднення морських територій....	29
1.4.1 Радіоактивні відходи низької активності.....	30
1.5 Аварія на АЕС Фукусіма-1.....	31
2 РАДІОНУКЛІДИ В МОРСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....	46
2.1 Поведінка штучних радіонуклідів в умовах прибережної зони, шельфу і напівзамкнених морських басейнів.....	49
2.2 Біогеохімічні шляхи міграції радіонуклідів в морському середовищі.....	52
3.3 Хімія радіонуклідів у морському середовищі.....	53
3 ШЛЯХИ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ З БОКУ ЗАРАЖЕНОГО МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА.....	56
3.1 Перенесення радіонуклідів повітряними потоками.....	59
3.2 Надходження радіонуклідів по ланцюгах живлення	61
3.3 Оцінка надходження радіонуклідів в морське середовище.....	66
4 МЕТОДИ ЗАХИСТУ ПРИБЕРЕЖНОГО НАСЕЛЕННЯ В УМОВАХ ЗАРАЖЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА.....	74
4.1 Організація радіаційного захисту населення.....	77
ВИСНОВКИ.....	80
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	82

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

- АЕС – атомна електростанція;
АПЧ – атомний підводний човен;
ВМФ – Військово-морський флот;
ВЯП – відпрацьоване ядерне паливо;
ІВ – іонізуюче випромінювання;
МАГАТЕ – Міжнародне агентство з ядерної енергетики;
НКДАР ООН – Науковий комітет по дії атомної радіації Організації
об'єднаних націй;
ПРФ – природний радіаційний фон;
ПЯД – продукти ядерного ділення ;
РАВ – радіоактивні відходи;
США – Сполучені Штати Америки;
ТВЕЛ – тепловиділяючі елементи;
ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція;
ШРФ – штучний радіаційний фон;
ЯПЦ – ядерний паливний цикл.

ВСТУП

У другій половині двадцятого століття на тлі постійно зростаючого антропогенного впливу на природу виник новий екологічний фактор - забруднення навколишнього середовища, пов'язане з виходом продуктів радіоактивного розпаду з-під контролю людини. Ця обставина зумовила зміщення інтересу при вивченні полів радіоактивності в сторону дослідження радіонуклідів штучного походження, що містяться в природному середовищі. У цих умовах особливий інтерес представляє вивчення радіоактивного забруднення вод Світового океану, куди потрапляє велика частина інжектіваних в зовнішнє середовище радіоактивних речовин штучного походження, незалежно від природи їх джерела. Значна частка цих радіонуклідів знаходиться в водорозчинних формах і тому практично миттєво втягується в гідрологічні та гідрохімічні процеси, що відбуваються в океані.

Явище штучної радіоактивності в природі простежується з початку перших ядерних випробувань в 50-х роках і до теперішнього часу. За ступенем значущості, основним джерелом антропогенного радіоактивності океану є випадання в результаті випробувань ядерної зброї в атмосфері і під водою. За нею йдуть скиди стічних вод підприємств з переробки ядерного палива, Чорнобильська аварія, аварія на Фукусімі.

До 90-х років в атмосфері сформувався сучасний потік глобальних випадінь радіоактивних речовин на земну і морську поверхню. Ці елементи в підвішеному і розчиненому стані надходять в моря і океани. Сьогодні іонізуючі частинки в тій або іншій кількості зустрічаються в морській воді від поверхні до дна океану. Циркуючи в струменях основних течій, штучні радіонукліди поширюються на багато тисяч кілометрів від джерел.

Феномен радіоактивного забруднення має глобальний екологічний характер і є, в тій чи іншій мірі, негативним фактором. Радіація впливає, як розмори, так і зовні, завдяки концентруванню ізотопів в органах і тканинах внаслідок опромінення від джерел, що знаходяться поза організмів тварин. Радіоактивні речовини впливають на різноманітні морські біоресурси і людини. Як відомо, іонізуюче випромінювання викликає в організмі морфофізіологічні і функціональні зміни. Тому особливої актуальності набувають проблеми радіаційної безпеки, екологічного нормування і прогнозування віддалених наслідків дії доз радіації на морську біоту.

Відомості про сучасне радіоактивне забруднення морських екосистем необхідні для вирішення природоохоронних питань, особливо на локальних акваторіях з відносно високими рівнями штучних ізотопів. Не менш важливими є також знання для системи екологічної безпеки в разі застосування, при нафтогазовидобутку на шельфі, атомних енергетичних установок, а також при аварійних ситуаціях на об'єктах з атомними реакторами. Всі ці заходи, безумовно, припускають вивчення тенденцій у розвитку екологічних систем під впливом радіації і визначення стратегії природоохоронних заходів по збереженню біорізноманіття морів.

Значною загрозою для забруднення екосистем моря радіонуклідами є підприємства ядерної енергетики. За піввіковий період розвитку атомної енергетики на підприємствах ядерного паливного циклу за різними оцінками відбулося від 150 до 400 аварій, що супроводжуються викидом радіоактивних речовин в біосферу в тому числі і у морське середовище. Найбільші з них були в СРСР (технологічний скид відходів в р. Теча, 1950) Північній Англії (Уіндскейлі, 1957), в США (Три-Майл-Айленд, 1979), в Бразилії (Гайана, 1982), в СРСР (ЧАЕС, 1986) та у 2011 році на АЕС «Фукусіма-1» (Японія).

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧІ

Останнім часом, у деяких економічно розвинутих країнах, особливо у тих, які не володіють значними територіальними ресурсами, реалізується практика розташування об'єктами атомної промисловості, зокрема АЕС, у районах, які безпосередньо омиваються морськими водами.

При цьому, перевагою такої стратегії анонсують спрощення очистки та регенерації відпрацьованих рідких охолоджувачів за допомогою самоочисних ресурсів світового океану, з урахуванням головної економічної парадигми убезпечення людини від екологічно-шкідливого впливу. Наочним виступає завдання, неупередженого аналізу впливу радіоактивно забруднених морських водойм із застосування сучасних технологій захисту навколишнього середовища.

Задачею міністерської кваліфікаційної роботи є:

- детальний аналіз характеру та ступені радіоактивного забруднення морського середовища, яке мало місце внаслідок аварій на АЕС Фокусіма;
- вивчення зворотного впливу забруднених морських ареалів з урахуванням природних, зокрема біологічних, каналів надходження радіонуклідів по харчовим ланцюгам;
- розробка методичних рекомендацій для населення прибережних територій, які знаходяться під потенціальним впливом вище визначених джерел забруднення.

1. ДЖЕРЕЛА НАДХОДЖЕННЯ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА МЕТОДИ ПОВОДЖЕННЯ З НИМИ

Всі існуючі радіонукліди ділять на два класи – природні радіонукліди і штучні радіонукліди (рис. 1.1). На теперішній час з відомих 1950 радіонуклідів (радіоактивних ізотопів) 70 природних, що належать до 25 радіоактивних елементів і деяких нерадіоактивних елементів, до складу яких входять радіоактивні ізотопи. Основним джерелом надходження природних радіонуклідів в біосферу є земна кора. Значна частка може надходити з водою і певна частка – з атмосфери [1].

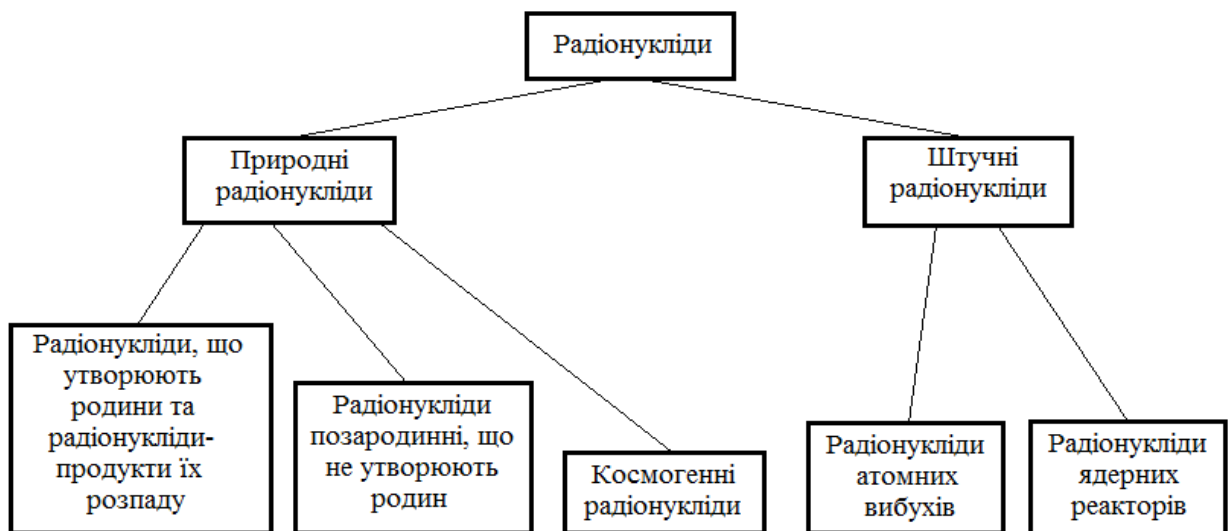


Рис. 1.1 – Джерела радіонуклідів на Землі [1].

Відомі також 1880 штучних радіонуклідів, які утворюються в умовах штучних ядерних реакцій поділу і розпаду деяких елементів, а також одержують при бомбардуванні нерадіоактивних елементів потоком високо енергетичних частинок. Для переважної більшості відомих елементів одержані радіоактивні ізотопи, кількість яких для деяких, як, наприклад для цезію, вимірюється десятками. Джерелами надходження штучних радіонуклідів в біосферу є атомні вибухи і ядерні реактори. Безперечно, у цих ситуаціях виникають далеко не всі відомі штучні радіонукліди, а лише

декілька сотень. При цьому переважна більшість їх є короткоживучими і внесок у дозу опромінення об'єктів біосфери формують практично декілька десятків радіонуклідів [1].

Природні або штучні радіонукліди, що надходять в навколишнє природне середовище, включаються в біогеохімічні кругообіги, особливості яких в значній мірі визначаються властивостями самого середовища.

Пересування радіонуклідів в біосфері залежить від впливу різних чинників, які в загальній формі можна розділити на біотичні і абіотичні. Причому роль цих факторів буде залежати як від самих радіонуклідів, так і від середовища, в якому вони знаходяться. Наприклад, міграція радіонуклідів в атмосфері проходить в основному за рахунок геохімічних процесів, в той час як при попаданні на поверхню Землі домінуюче значення набувають біохімічні процеси переносу і засвоєння радіонуклідів.

Іонізуючі випромінювання не є незвичайним чи новим фактором на Землі. Всі живі істоти на Землі постійно піддаються впливу іонізуючої радіації шляхом зовнішнього та внутрішнього опромінення за рахунок природних і штучних джерел іонізуючих випромінювань (ІВ), які утворюють радіаційний фон (рис. 1.2).

Є підстави вважати, що у далекі часи формування Землі, в тому числі й тоді, коли життя на ній тільки зароджувалось й ще тривали активні тектонічні процеси, інтенсивність іонізуючого випромінювання була значно вищою, ніж тепер [1].

Природні джерела ІВ - це сукупність космічного випромінювання, випромінювання від природних радіонуклідів, розсіяних в атмосфері, літосфері, гідросфері і в складі біологічних організмів: усі ці випромінювання утворюють природний радіаційний фон (ПРФ).

Штучні джерела ІВ - це сукупність ІВ і радіоактивних речовин (РР), що утворюються в результаті ядерних вибухів, діяльності атомних електростанцій, вилучення корисних копалин з надр Землі, застосування ІВ і РР в медицині, науці, в інших галузях господарської діяльності людини. Сукупність цих джерел становить штучний радіаційний фон - ШРФ, який в даний час в цілому по земній кулі додає до ПРФ лише 1-3%.

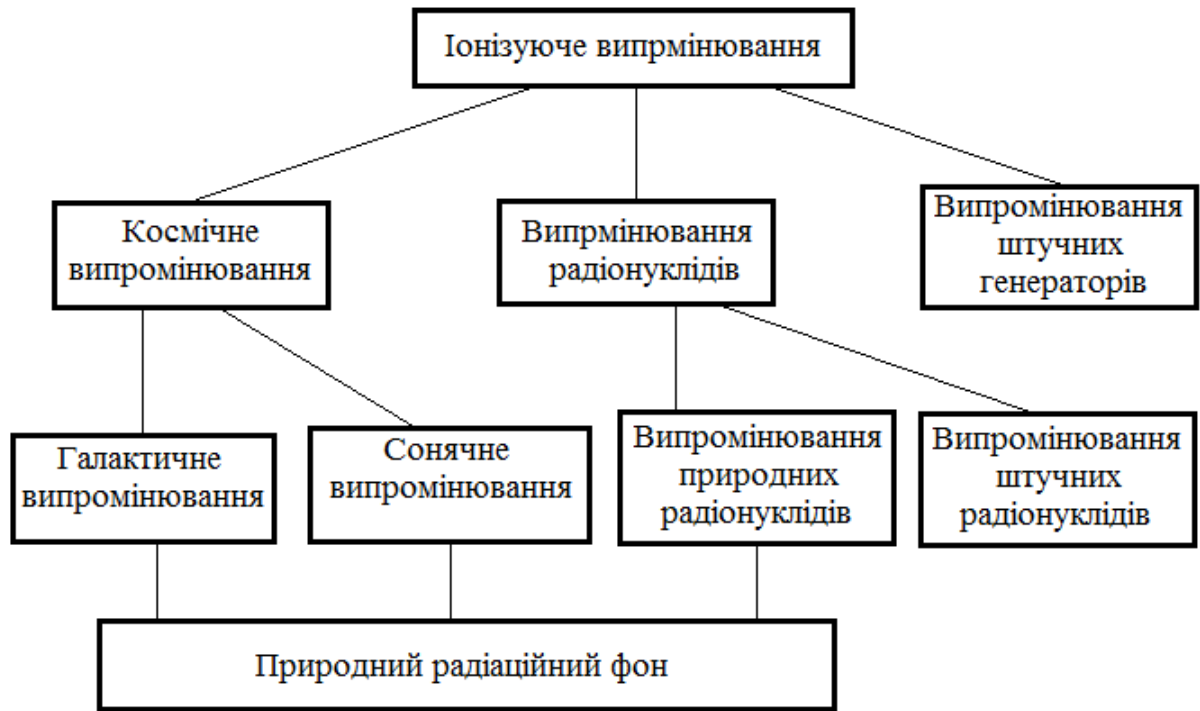


Рис. 1.2 – Джерела іонізуючих випромінювань на Землі [1].

До природних джерел іонізуючого випромінювання відносяться космічне випромінювання (первинне і вторинне) і природні радіоактивні речовини, розсіяні в атмосферному повітрі, гідросфері і літосфері.

1.1 Природні радіоактивні речовини

Радіоактивні елементи, що зустрічаються в природі, прийнято називати природними. Більшість з них - важкі елементи з порядковими номерами від 81 до 96. Природні радіоактивні елементи шляхом альфа- і бета-розпаду перетворюються в інші радіоактивні ізотопи. Цей ланцюг радіоактивних перетворень називається радіоактивним рядом або сімейством [2].

Важкі природні радіоізотопи утворюють чотири радіоактивних сімейства: урану-радію; торію; актинію; нептунію (рис. 1.3).

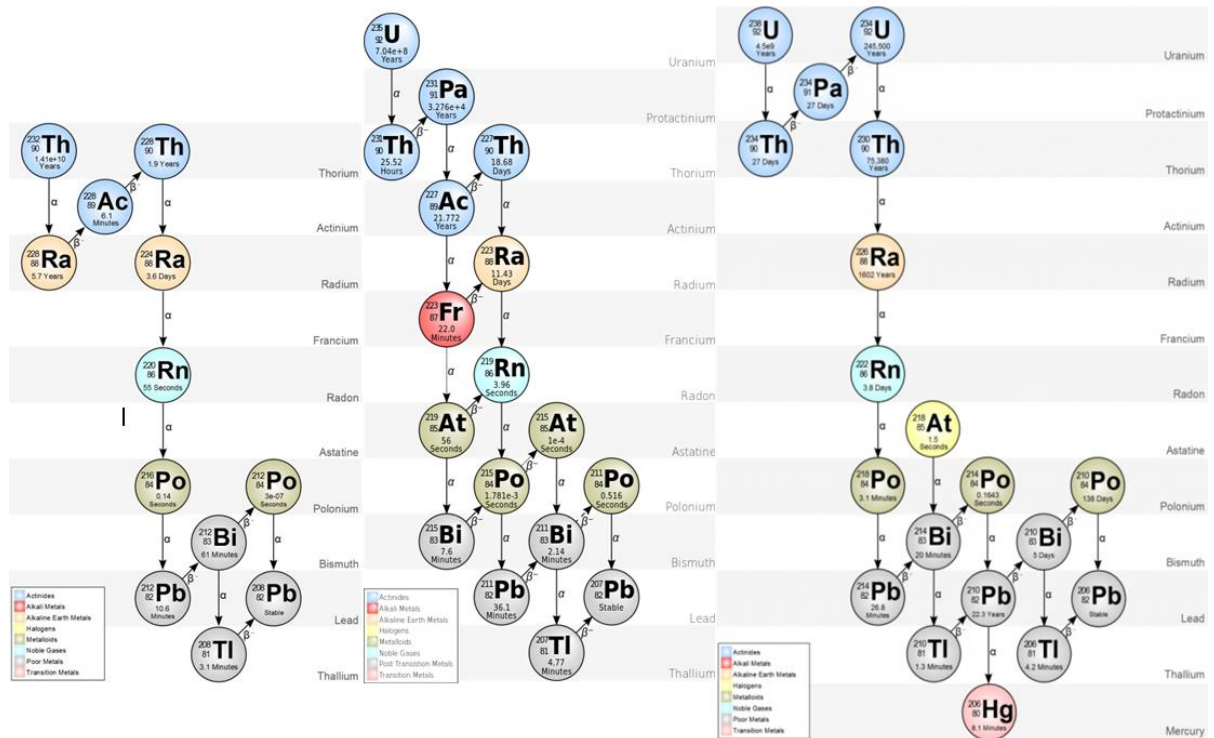


Рис. 1.3 – Радіоактивні сімейства

Масові числа членів урано-радієвого ряду завжди парні і підкоряються закону: $A = 4n + 2$, де n змінюється від 51 до 59. Для торієвого ряду масові числа парні і визначаються за формулою: $A = 4n$, де n змінюється від 52 до 58. Для актинієвого ряду масові числа елементів завжди непарні і можуть бути визначені за формулою: $A = 4n + 3$, де n змінюється від 51 до 58. масові числа елементів ряду нептунію непарні і визначаються за формулою: $A = 4n + 1$, де n змінюється від 52 до 60.

Природні радіоактивні сімейства мають ряд загальних особливостей, які полягають в наступному:

1. Родоначалники кожного сімейства характеризуються великими періодами напіврозпаду, що знаходяться в межах 10^8 - 10^{10} років.
2. Кожна родина має в середині ланцюга перетворень ізоотп елемента, що відноситься до групи благородних газів (еманацію).
3. За радіоактивними газами слідуєть тверді короткоживучі елементи.
4. Всі ізоотпи трьох радіоактивних сімейств розпадаються двома шляхами: альфа- і бета-розпадами. Причому короткоживучі ядра сімейств відчувають конкуруючі альфа- і бета-розпад, тим самим утворюючи

розгалуження рядів. Якщо при альфа- і бета-розпади ядра не переходять відразу в нормальний стан, то ці акти супроводжуються гамма-випромінюванням [2, 3].

Ряди закінчуються стабільними ізотопами свинцю з масовими числами 206, 208 і 207, відповідно, для уранового, торієвого, актиноуранового ряду.

Сімейства урану-радію і торію є активними гамма-випромінювачами в порівнянні з сімейством актинію, потужність дози гамма-випромінювання якого досить невелика.

Таким чином, в радіоактивних родин є альфа-, бета- і гамма-випромінювачі, причому потужність дози кожного випромінювання в різних сімействах неоднакова.

В ряду урану-238 всього 19 радіонуклідів і один стабільний ізотоп - свинець-206. Найбільш важливі альфа-випромінювачі цього сімейства: уран-238, уран-234, торій-230, радій-226, радон-222, полоній-218, полоній-214 і полоній-210. Відносна кількість інших альфа-випромінювачів ряду невелика, тому вони не становлять практичного інтересу.

До числа істотних бета-випромінювачів ураново-радієвого ряду відносяться: протактиній-234, свинець-214, вісмут-214 і вісмут-210. Причому, бета-випромінювання протактинію-234 становить близько 50% від бета-випромінювання всіх ізотопів сімейства.

Основну частку (97,9%) в потужність гамма-випромінювання цього сімейства вносять продукти розпаду радію-226 (свинець-214 і вісмут-214) і радону-218 (полоній-214). Торій-234 і протактиній-234 - продукти розпаду родоначальника сімейства (урану-238), дають близько 2,1% загальної потужності гамма-випромінювання. Внесок інших членів ряду в сумарну інтенсивність гамма-квантів мізерно малий [4].

В ряду актинію знаходиться 14 радіоізотопів і один стабільний ізотоп - свинець-207. Оскільки в природному урані актиноурану (урану-235) дуже мало, альфа-випромінювання актинієвого сімейства становить не більше 5%, а гамма-випромінювання - близько 1,25% від інтенсивності відповідних променів ураново-радієвого ряду.

Ряд торію містить 12 радіонуклідів і один стабільний ізотоп - свинець-208. Головними альфа-випромінювачами тут є: торій-232, торій-228, радій-224, радон-220, полоній-216, вісмут-212 і полоній-212. До основних бета-випромінювачів в торієвому ряду відносяться: актиній-228, свинець-212, вісмут-212 і талій-208.

Основний внесок в гамма-випромінювання ряду торію вносять продукти розпаду торію-228 (полоній-216, свинець-212, вісмут-212 і талій-208). Їх частка - 60,2% всієї інтенсивності гамма-квантів. Інша потужність гамма-випромінювання (39,8%) належить продукту розпаду радію-228 (актинії-228). Частка інших гамма-випромінювачів в загальній потужності гамма-випромінювання незначна [2].

Крім природних радіоактивних елементів, які є членами природних радіоактивних рядів, в природі є ізотопи, що генетично не зв'язані між собою, але володіють радіоактивністю. Кількість таких радіоізотопів перевищує 200, період напіврозпаду їх коливається від часток секунди до мільярдів років.

Інтерес становлять ізотопи з великим періодом напіврозпаду: калій-40, рубідій-87, самарій-147, вуглець-14, лютецій-176 і реній-187. Радіоактивний розпад ядер цих елементів є ізольованим актом, тобто після розпаду утворюється стійкий дочірній ізотоп. Як видно з таблиці 1.1, всі перераховані ядра схильні до бета-розпаду, за винятком самарію, який зазнає альфа-розпад.

З шести наведених природних радіонуклідів найбільший інтерес представляє калій-40, з огляду на його велику поширеність в земній корі.

Таблиця 1.1 – Природні радіоактивні ізотопи, що не входять в сімейства

Ізотоп	Символ	Атомний номер	Масове число	Період напіврозпаду	Тип розпаду
Калій-40	K	19	40	$1,3 \cdot 10^9$ років	бета
Вуглець-14	C	6	14	5730 років	бета
Рубідій-87	Rb	37	87	$5,8 \cdot 10^{10}$ років	бета
Самарій-147	Sm	62	147	$6,7 \cdot 10^{11}$ років	альфа
Лютецій-176	Lu	71	176	$2,4 \cdot 10^{10}$ років	бета
Реній-187	Re	75	187	$4 \cdot 10^{12}$ років	бета

Періоди піврозпадів ізотопів цієї групи також великі. Саме їх разом з радіоактивними елементами родоначальниками родин відносять до первинних природних радіонуклідів, котрі виникли разом з Землею, вважаючи вторинними радіонуклідами продукти їх розпаду – радіоактивні ізотопи радону, полонію, радію та інші, а також космогенні радіонукліди [1].

Вважається, що з початку 19 століття природний радіаційний фон у багатьох країнах і континентах зростає. Це стало наслідком діяльності людини та активної індустріалізації господарства, котра призвела до надходженню з надр Землі на поверхню і у довкілля разом з такими корисними копалинами як кам'яне вугілля, нафта, будівельні матеріали, руди металів, мінеральні добрива великої кількості природних радіоактивних речовин [5].

У середині 20-го століття у великих містах і промислових центрах спостерігалось 50-кратне збільшення кількості ^{226}Ra , котрий, як єдине на той час джерело γ -випромінювання, використовувався в медицині, виготовлення світних фарб та деяких інших цілей. У місцях видобутку багатьох корисних копалин, аж ніяк не радіоактивних руд, як правило, спостерігається зростання у декілька разів кількості багатьох природних радіонуклідів – тих же радію, урану, торію. У радіусі декількох десятків кілометрів від теплових електростанцій, особливо працюючих на кам'яному вугіллі, реєструється збільшення у середовищі вмісту не тільки ^{14}C , але й ^{40}K , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po та інших природних радіонуклідів. Зростає вміст ^{40}K при внесенні у ґрунт калійних добрив, урану – при внесенні фосфорних добрив, так як поклади фосфоритів містять, як правило, у високих кількостях уран та продукти його розпаду. Підвищений рівень іонізуючого випромінювання за рахунок природних радіонуклідів, що спостерігається за такої діяльності людини, називається техногенно-підсиленим природним радіаційним фоном [6].

Природні радіонуклідні аномалії – це місця скупчення природних радіонуклідів (звичайно урану, торію та продуктів їх розпаду), де рівень радіаційного фону у багато разів перевищує звичайний.

В Україні чітко виражених природних радіонуклідних аномалій немає. Але у її східній частині вздовж Дніпра проходить Український кристалічний щит, який займає майже третину території країни, – вулканічна порода, насичена природними радіоактивними елементами – ураном та продуктами його розпаду. Там, де ведеться видобуток урану та звичайні гранітні розробки такі аномалії виникли. Найбільш відома з них знаходиться у районі міста Жовті Води Дніпропетровської області, деякі місця у Кіровоградській, Житомирській, Донецькій областях [5].

1.2 Штучні радіонукліди

Штучні радіоактивні ізотопи отримують в результаті ядерних реакцій, здійснюваних зазвичай шляхом бомбардування (опромінення) ізотопів природних нерадіоактивних елементів частинками високих енергій від декількох мільйонів до десятків мільярдів електронвольт. Ці реакції, здійснювані в штучних умовах, близькі до процесів, що відбуваються в атмосфері при утворенні під впливом космічних випромінювань космогенних радіонуклідів.

На ядерних реакторах, прискорювачах різних легких частинок і важких іонів отримують радіоактивні ізотопи, використовувані в різних сферах народного господарства і наукових дослідженнях. Серед них і часто застосовуються в біології та медицині ізотопи ^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{45}Ca і ^{47}Ca , ^{55}Fe і ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{75}Se , ^{125}I , ^{131}I і ^{132}I , ^{198}Au і багато інших. Але основними джерелами штучних радіонуклідів у навколишньому середовищі є атомні вибухи, а також відходи і викиди підприємств ядерної енергетики. Серед них виділяють три групи штучних радіонуклідів. Першу групу утворюють радіонукліди, що виникають в реакціях ділення ядер ^{235}U , ^{239}Pu . Головні з них - ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{129}I і ^{131}I , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce і ^{144}Ce . Джерела цієї групи радіонуклідів в біосфері - випробування ядерної зброї, ядерно-енергетичні установки, радіохімічні заводи.

Другу групу складають продукти наведеної радіоактивації, що утворюються в результаті ядерних реакцій елементарних частинок (як правило, нейтронів) з ядрами атомів стабільних елементів, що входять до складу конструкційних матеріалів корпусів ядерних боєголовок, ядерних реакторів. Основні з них - ^{54}Mn , ^{55}Fe і ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn .

Третя група - радіоактивні трансуранові елементи, що виникають при ядерних вибухах і в ядерно-енергетичних установках в результаті послідовних ядерних реакцій нейтронів і гамма-випромінювань з ядрами атомів, що поділяється, і подальшого радіоактивного розпаду утворилися надважких ядер. Радіонукліди цієї групи, в основному α -випромінювачі (^{237}Np , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am і ^{243}Am , $^{242-244}\text{Cm}$), характеризуються високою радіотоксичністю і великими періодами напіврозпаду.

Величезна кількість радіоактивних ізотопів утворюється при вибухах атомних бомб. Починаючи з 1945 року в світі було здійснено понад 2000 вибухів.

Забруднення навколишнього середовища залежить від характеру вибухів, потужності зарядів, атмосферних умов, географічних зон і широт.

При повітряному вибуху радіоактивні речовини розпорошуються на велику площу, але під впливом атмосферних опадів, що випали в момент проходження радіоактивної хмари, може підвищитися забруднення в тому чи іншому районі [2].

Вибухи середньої і малої потужності (до декількох кілотонн тротилового еквівалента) забруднюють в основному тропосферу - на висоті 18 км, дрібні і великі частки випадають на відстані кількох сотень кілометрів від епіцентру, утворюючи локальні радіоактивні забруднення. Великі вибухи в кілька мегатонн забруднюють, головним чином, стратосферу на висоті 80 км. Повітряними течіями частки продуктів ядерного ділення (ПЯД) здатні здійснювати дуже великий шлях, аж до декількох обертів навколо земної кулі, утворюючи в результаті випадання глобальні забруднення. Слід зазначити, що продукти вибухів розподіляються наступним чином: при повітряному вибуху 99% затримується в стратосфері; при наземному вибуху 20% потрапляє в стратосферу, а 80% випадає в районі вибуху; при вибухах

біля поверхні моря 30% залишається в стратосфері, а 70% випадає локально. ПЯД можуть перебувати в тропосфері 2-3 місяці, в стратосфері - 3-9 років. За даними дослідників, з наявних в стратосфері ПЯД щорічно осідає 10% ^{90}Sr і ^{137}Cs [2].

В цілому за рахунок випробувань атомної зброї в біосферу надійшло наступне кількість довгоживучих радіонуклідів штучного походження: ^3H – $2,4 \cdot 10^{20}$ Бк, тобто значно більше, ніж є в природі, ^{14}C – $2,2 \cdot 10^{17}$, ^{90}Sr – $6 \cdot 10^{17}$, ^{95}Zr – $1,4 \cdot 10^{20}$, ^{106}Ru – $1,2 \cdot 10^{19}$, ^{137}Cs – $9,1 \cdot 10^{17}$, ^{144}Ce – $3 \cdot 10^{19}$, ^{239}Pu – $6,5 \cdot 10^{15}$ Бк [4].

Певний внесок у забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами вносять викиди підприємств ядерної енергетики. Їх робота передбачає видобуток уранової руди, її переробку в збагачене ^{235}U ядерне паливо, виготовлення тепловиділяючих елементів (твелів), отримання енергії в атомних реакторах, переробку відпрацьованого палива для подальшого використання (регенерацію) і, нарешті, утилізацію і захоронення радіоактивних відходів.

На всіх етапах цього циклу можливе попадання радіоактивних речовин в навколишнє середовище, але ймовірна інтенсивність впливу радіаційного фактора на об'єкти біосфери в різних його ланках неоднакова. На початкових етапах - видобуток і переробка уранової сировини, а також виготовлення твелів, коли не відбуваються ядерні реакції поділу і не утворюються штучні радіоактивні ізотопи, в навколишнє середовище на дуже обмежене виробничими площами простір можуть потрапляти лише природні продукти розпаду урану. Однак на наступних етапах - під час роботи ядерних реакторів, переробки відпрацьованого палива, коли утворюються штучні радіонукліди, а також при похованні радіоактивних відходів і їх зберіганні інтенсивність впливу радіаційного фактора може зростати (табл. 1.2)

Проблеми додаткового опромінення всього живого на нашій планеті і особливо людини виникають в умовах порушення технологічних процесів на підприємствах ядерного паливного циклу, що може супроводжуватися радіаційними аваріями з викидом радіоактивних речовин в навколишнє середовище.

Таблиця 1.2 – Основні біогенної значущі радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище при роботі підприємств ядерного паливного циклу [7]

Етап ядерного паливного циклу	Радіонукліди
Видобуток і первинна переробка уранової сировини	^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U та інші природні радіонукліди
Виготовлення ядерного палива	Ті ж радіонукліди, що і на попередньому етапі
Робота АЕС	^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{129}I , ^{137}Cs та інші радіоактивні продукти поділу і нукліди з наведеною радіоактивністю
Переробка відпрацьованого палива	Ті ж радіонукліди, що і на попередньому етапі, і трансуранові радіонукліди (^{239}Pu , ^{241}Am та ін.)

За піввіковий період розвитку атомної енергетики на підприємствах ядерного паливного циклу (ЯПЦ) за різними оцінками походить від 150 до 400 аварій, що супроводжуються викидом радіоактивних речовин в біосферу. У табл. 1.3. наведено перелік найбільш великих з них.

Серед них найбільш значущими за обсягом викидів і вмісту в них довгоіснуючих радіоактивних ізотопів відносять аварію на сховищі радіоактивних відходів на Південному Уралі, що сталася 29 вересня 1957 року у м Киштим Челябінської області (СРСР); аварію, що сталася в тому ж році 7 жовтня на АЕС «Уіндскейлі» (Великобританія); аварію на АЕС «Трі-Майл-Айленд» у штаті Пенсільванія 24 березня 1979 року (США), аварію на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року (СРСР) і аварію на АЕС «Фукусіма-1» 11 березня 2011 року (Японія). Однак найбільш важкими вважаються Південноуральська, Чорнобильська і Японська аварії.

Ці три аварії поділяють досить великі часові проміжки (29 і 25 років відповідно), між ними пролягли величезні відстані в тисячі кілометрів, вони характеризуються не тільки різними обсягами радіоактивних викидів, а й різним складом радіонуклідів і їх фізико-хімічних станом. Проте, між ними і багато спільного.

Усі три аварії можна назвати сільськогосподарськими, навіть лісо-сільськогосподарськими. По-перше, всі вони сталися в зонах розвиненого землеробства. По-друге, значну частину забруднених радіонуклідами територій складають лісові угіддя. По-третє, відповідно, основну масу населення на забруднених територіях становлять сільські жителі. По-

четверте, продукція рослинництва і тваринництва, а для деяких регіонів і ліси, є основним довготривалим джерелом надходження радіонуклідів в організм людини (за даними Національного наукового центру радіаційної медицини України доза внутрішнього опромінення сільських жителів за рахунок споживання продуктів місцевого виробництва в 2-15 разів перевищує таку для міських жителів). Нарешті, по-п'яте, реалізація радіозахисні прийомів (контрприйомів) в рослинництві, кормовиробництві, тваринництві в цих умовах є основним шляхом зниження дози опромінення населення [4].

Таблиця 1.3 – Найбільші радіаційні аварії на підприємствах ЯПЩ і реакторах [7]

Рік	Країна	Місце	Об'єкт
1957	СРСР	Челябінська обл., Киштим	Сховище РАВ
1957	Великобританія	Уіндскейл	АЕС
1967	СРСР	Челябінська обл., ВО «Маяк»	Річка Теча, оз. Карачай
1975	СРСР	Ленінградська обл.	АЕС
1978	СРСР	Свердловська обл., Білоярськ	АЕС
1979	США	Трі-Майл-Айленд	АЕС
1980	Франція	Сен-Лоран-де-О	АЕС
1982	СРСР	Київська обл., Чорнобиль	АЕС
1982	СРСР	Вірменія	АЕС
1985	СРСР	Саратовська обл., Балаков	АЕС
1985	СРСР	Тихоокеанський флот, бухта Чажма	Підводний човен
1986	СРСР	Київська обл., Чорнобиль	АЕС
1989	Іспанія	Ванделлос	АЕС
1993	Росія	Томська обл.	Радіохімзагод
1999	Франція	Блайе	АЕС
1999	Японія	Токаймура	АЕС
2006	Бельгія	Фльорюс	АЕС
2009	Україна	Рівне	АЕС
2011	Японія	Фукусіма	АЕС

1.3 Радіоекологічний моніторинг

Радіоекологічний моніторинг є невід'ємною частиною системи радіаційної безпеки. Він передбачений рядом законодавчих актів України, зокрема: Постановою Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 № 391 «Про

затвердження Положення про Державну систему моніторингу довкілля». Відповідно до зазначеної Постанови державна система моніторингу навколишнього середовища - це система спостереження, збирання, обробки, передачі, зберігання і аналізу інформації про стан навколишнього середовища, необхідної для прогнозування змін у навколишньому середовищі і розробки науково обґрунтованих рекомендацій для адміністративних рішень, спрямованих на запобігання несприятливих змін в навколишньому середовищі та сприяння дотриманню стандартів екологічної безпеки [8].

Система моніторингу в Україні спрямована на поліпшення рівня досліджень і бази даних про екологію навколишнього середовища, швидкості і якості інформаційного обслуговування користувачів всіх рівнів, обґрунтування природоохоронних заходів та ефективності їх реалізації, розвитку міжнародного співробітництва в галузі охорони навколишнього середовища, раціонального використання природних ресурсів та екологічної безпеки. Основними завданнями суб'єктів системи моніторингу є:

- довгострокові систематичні спостереження за станом навколишнього середовища;
- оцінка екологічного стану навколишнього середовища та прогнозування його змін;
- аналітичне та інформаційне забезпечення прийняття обґрунтованих рішень в області охорони навколишнього середовища, раціонального використання природних ресурсів та екологічної безпеки;
- інформаційна служба державних і місцевих органів влади та інформування населення і міжнародних організацій про екологічну ситуацію.

В Україні радіоекологічний моніторинг навколишнього середовища (вміст радіонуклідів в об'єктах моніторингу та дозові характеристики) в Чорнобильській зоні відчуження здійснюють такі організації [8].

Міністерство екології та природних ресурсів здійснює моніторинг атмосферного повітря та опадів; джерел промислових викидів в атмосферу; поверхневих і морських вод; джерел скидання стічних вод; водних об'єктів в межах охоронюваних територій (фонове кількість радіонуклідів); ґрунтів

різного призначення, включаючи ґрунту охоронюваних територій; радіаційної обстановки (в точках фіксованої мережі); наземних і морських екосистем (фонове кількість радіонуклідів); звалищ промислових і побутових відходів [8].

Державне агентство України з управління Зоною відчуження (ДАЗО) є центральним органом виконавчої влади, який здійснює державну політику з управління Зоною відчуження і Зоною безумовного (обов'язкового) відселення та виконує радіоекологічний моніторинг на територіях, підвідомчих Адміністрації Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, а також на інших територіях, радіоактивно забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Такий моніторинг передбачає контроль атмосферного повітря; поверхневих і ґрунтових вод; наземних і водних екосистем (аналізи біоіндикаторів); ґрунтів і ландшафтів; джерел викидів в атмосферу (склад і розміри викидів); джерел скидання стічних вод (вміст і розмір скидів); пунктів захоронення радіоактивних відходів (склад і радіаційні характеристики) [8].

Міністерство екології та природних ресурсів, а також Національна академія наук (НАН) і Національна академія аграрних наук (НААН) несуть відповідальність за методологічну підтримку окремих компонентів системи моніторингу. У методології радіоекологічного моніторингу використовуються наступні принципи:

- єдина структура методології досліджень для оцінки стану навколишнього середовища, включаючи біоту, а також для дослідження антропогенного впливу на навколишнє середовище;
- застосування стандартних методів оцінки і прогнозування властивостей навколишнього середовища, комп'ютеризація дослідницької діяльності та інформаційної комунікації;
- загальні правила для створення та обслуговування розподілених баз і банків даних, а також системи знань, картографування екологічної інформації, застосування стандартних методів з використанням географічних інформаційних систем [8].

Основними завданнями радіоекологічного моніторингу є:

- оцінка потужності іонізуючого випромінювання;
- вимірювання вмісту радіонуклідів і доз для живих організмів;
- попередня оцінка рівня радіоактивного забруднення приземного шару повітря і нижчих поверхонь (грунту і т.д.), поверхневих і підземних вод;
- моніторинг наземних і водних екосистем [8].

Для отримання достатньої, надійної, актуальної та корисної інформації і раціонального використання фінансових, матеріальних і людських ресурсів, необхідно оптимізувати такі компоненти системи моніторингу:

- об'єкти - можливість спостереження потужності еквівалентної дози, питомої активності радіонуклідів в повітрі, воді, ґрунті, об'єктах фауни і флори;
- мережа - просторова частота точок контролю або відбору проб (відстань між ними);
- регулярність - тимчасова частота (часовий інтервал) вимірювань контрольованих параметрів або відбору проб;
- методи відбору проб і аналітичний аналіз, статистична обробка, передача, зберігання і інтерпретація отриманих даних [8].

Скорочення фінансування досліджень в Україні призвело до деградації системи наукового радіологічного моніторингу. В даний час програма такого моніторингу вимагає оптимізації її мереж, графіка і об'єктів. В останні роки моніторинг радіаційних доз і радіобіологічного впливу на еталонні рослини проводився лише зрідка і тільки в рамках міжнародних проектів. Збір даних по багатьом найважливішим плановим серіям радіоекологічних спостережень і експериментів міг йти в протягом 30 років, проте така інформація втрачена для науки назавжди [8].

Найважливішими умовами розвитку атомної енергетики є підвищення її безпеки і мінімізація впливу радіації на людину і навколишнє середовище. Аварії на атомних станціях, підприємствах і військових об'єктах загострили увагу до забезпечення безпеки цих об'єктів, дотримання технологічних процесів, контролю за їх роботою і впливом на навколишнє середовище. Відповідно до рекомендацій Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) до об'єктів радіаційного моніторингу віднесені:

- потенційні джерела радіоактивного забруднення (в першу чергу радіаційно або ядерно-небезпечні об'єкти);
- навколишнє середовище (об'єкти навколишнього середовища, оточення людини, в тому числі житло, сільськогосподарська та тваринницька продукція, їжа, вода, повітря і т. д.);
- сама людина (визначення доз від зовнішнього і внутрішнього опромінення і розрахунок сумарних дозових навантажень) [9].

Аналіз завдань, що вирішуються при проведенні радіаційного контролю на АЕС і підприємствах ядерного паливного циклу (ЯПЦ), в тому числі в сховищах радіоактивних відходів (РАВ), а також в наукових центрах, дозволив виділити загальні основні види радіаційного контролю, характерні для цих об'єктів (табл. 1.4) [9].

Таблиця 1.4 – Основні вимірювальні завдання, які реалізуються на радіаційно- і ядерно-небезпечних об'єктах [9]

Задачі вимірювання		Тип об'єкту			
		Горнорудні	Ядерно-хімічні	Виготовлення ядерного палива	АЕС
Потужність дози γ -випромінення		+	+	+	+
Щільність потоку нейтронів		+	+	+	+
Забрудненість поверхні	α	+	+	+	+
	β	+	+	+	+
Аерозолі	α -активні	–	+	+	+
	β -активні	–	+	+	+
Аерозолі и пари йода-131		–	+	–	+
Радіоактивні інертні гази		–	+	–	+
Тритій		+	+		
Радіоактивні рідини			+	+	+
Радон і продукти розпаду		+	+		
Несанкціоноване переміщення радіоактивних речовин		+	+	+	+
Ідентифікація радіонуклідного складу контролюємого середовища		+	+	+	+

Основне завдання проведення радіаційного контролю - ведення виробничо-технологічних процесів або рішення наукових завдань в умовах контролю над джерелом іонізуючого випромінювання, забезпечення контролю радіаційної обстановки та радіаційної безпеки. У разі виникнення

радіаційної аварії (втрати контролю над джерелом випромінювання) проводяться заходи і застосовуються технічні засоби повинні забезпечити локалізацію місця аварії, визначення рівня аварії, прогноз радіаційної обстановки і дати експертні рекомендації щодо здійснення дій, спрямованих на ліквідацію наслідків аварії. Вимірювання, проведені при радіаційному контролі за допомогою апаратури (систем, комплексів і окремих приладів), спрямовані на інформаційне забезпечення поточного, оперативного та аварійного контролю. Як правило, поточний контроль здійснюють за допомогою стаціонарної апаратури, оперативний контроль - за допомогою переносної або переносної апаратури [9].

1.4 Проблема радіологічного забруднення морських територій

Радіоактивні речовини в океан надходять з трьох джерел:

- 1) випробування ядерної зброї;
- 2) скид радіоактивних відходів;
- 3) аварії суден з атомними двигунами та аварії, які пов'язані з використанням, транспортуванням та одержанням радіонуклідів.

Слід відзначити, що океану притаманна природна радіоактивність, яка зумовлена присутністю в морській воді (зумовлює 90% природної радіоактивності, що складає $18,5 \cdot 10^{21}$ Бк), ізотопів урану та торію та інших радіонуклідів. Серед штучних радіонуклідів найбільш небезпечними є стронцій, плутоній, цезій. Сума радіоактивності, збільшена за рахунок людини, сьогодні складає $5,5 \cdot 10^{19}$ Бк.

Особливу загрозу Світовому океану як основі життя на Землі представляє його забруднення радіоактивними відходами [10].

У 1950-1992 рр. тільки Радянським Союзом у водах Льодовитого океану затоплені ядерні відходи сумарною активністю 2,5 млн. кюрі, в тому числі 15 реакторів і екранне складання атомного криголама «Ленін», 13 реакторів аварійних атомних підводних човнів (включаючи шість реакторів з

ядерним паливом). Великобританці затоплювали радіоактивні відходи в Ірландському морі, а Франція - в Північному.

Найбільш важка ситуація склалася в Баренцевому і Карському морях навколо ядерного полігону на Новій Землі.

Значна кількість упакованих радіоактивних відходів було скинуто зарубіжними країнами, більш ніж на 50 станціях поховання в північних частинах Атлантичного і Тихого океанів. Перша операція по захороненню відходів в твердому вигляді мала місце в 1946 р на станції в північно-східній частині Тихого океану, в 80 км від узбережжя Каліфорнії. Остання відома операція по скиданню упакованих твердих відходів західними країнами була в 1982 р на станції в 550 км від узбережжя Європи в Північно-Східній Атлантиці. Всього за період з 1946 по 1982 рр. іноземними державами скинуто в моря близько 46 ПБк радіоактивних відходів в упакованому вигляді [10].

1.4.1 Радіоактивні відходи низької активності

У величезних масштабах здійснюється пряме видалення в морське середовище радіоактивних відходів низької активності, що утворюються в процесі експлуатації підприємств ядерного паливно-енергетичного циклу. Характерним прикладом є діяльність комбінату з переробки відпрацьованого ядерного палива в Селлафілді (Англія), що скидає відходи низької активності в прибережні води Ірландського моря. До теперішнього часу обсяг скидання тільки Cs в море в Селлафілді перевищив 37 ПБк [10].

Загальна активність тільки рідких радіоактивних відходів по морях розподіляється наступним чином:

- Балтійське море - 0,2 Кі;
- Біле море - 100,0 Кі;
- Баренцове море - 421153,0 Кі;
- Карське море - 8500,0 Кі.

Зведений радіонуклідної баланс Баренцева і Карського морів включає в себе наступні джерела забруднень:

- атмосферні випадання - 170 Кі;
- винесення річками - 39 Кі;
- надходження по системі Гольфстрім - 300 Кі;
- скидання твердих та рідких радіоактивних відходів - 30 Кі
- затоплення твердих радіоактивних відходів та ядерного палива - 3300 Кі.

Більш ніж в 30 країнах світу працюють 436 атомних електростанцій, кілька тисяч екологічно небезпечних промислових ядерних реакторів, не рахуючи дослідні, які безперервно виробляють плутоній. Такі реактори розташовані практично на всіх населених континентах, і в першу чергу в найбільш розвинених державах [10].

1.5 Аварія на АЕС Фукусіма-1

Фукусіма-1 входила в число найпотужніших АЕС світу. Вона складається з 6 енергоблоків, які до аварії віддавали в електричну мережу до 4,7 гігават енергії. На момент катастрофи в робочому стані знаходилися лише 1,2 і 3-й реактори, 4, 5 і 6-й реактори були зупинені для планового ремонту, причому паливо з четвертого реактора було повністю вивантажено і знаходилося в басейні витримки. Також на момент катастрофи в басейнах витримки кожного енергоблоку знаходився невеликий запас свіжого палива і досить велика кількість відпрацьованого [11].

Аварія на атомній станції Фукусіма-1 мала надзвичайно згубні наслідки [11].

Найбільшого забруднення зазнала морська вода, яка закачувалася в реактори в перший тиждень після аварії.

Викиди радіоактивних речовин змусили вже 11 березня провести евакуацію людей з 2-кілометрової зони навколо станції, а вже до 24 березня радіус зони евакуації збільшився до 30 км. Всього за різними підрахунками

було евакуйовано від 185 до 320 тисяч чоловік, проте в це число входять і евакуйовані з територій, які зазнали серйозних руйнувань від землетрусу і цунамі.

В результаті зараження води в ряді районів була заборонена ловля риби, а також введена заборона на використання земель в 30-кілометровій зоні навколо Фукусіма-1. В даний час ведуться активні роботи з дезактивації ґрунту в цій зоні, однак через високі концентрації радіонуклідів найпростішим рішенням стало зняття верхнього шару землі з його подальшим знищенням [11].

Аварія на АЕС Фукусіма-1 мала наслідки і зовсім іншого роду. Японія через зупинку всіх своїх атомних станцій була змушена значно збільшити вироблення електроенергії на традиційних теплових станціях. Але найголовніше, що аварія стала причиною запеклих суперечок з приводу необхідності атомної енергетики для Японії, і цілком можливо, що країна до 2040-х років взагалі відмовиться від використання АЕС [11].

11 березня 2011 року в 14:46 за японським поясным часом, біля східного узбережжя Японії стався Великий східнояпонський землетрус. Він був викликаний раптовим викидом енергії на межі поділу літосферних плит, де Тихоокеанська тектонічна плита різко зрушила під Північноамериканську тектонічну плиту. Основний поштовх з магнітудою 9,0 тривав більше двох хвилин з кількома значними імпульсами і афтершоками. Це сейсмоявище можна віднести до найпотужніших зареєстрованим землетрусів, більшість з яких виникали в районах уздовж Тихоокеанської тектонічної плити [12].

У момент виникнення землетрусу три з шести киплячих реакторів на АЕС «Фукусіма-Дайті» працювали на повній потужності і три енергоблоки були зупинені для перевантаження палива та проведення робіт з технічного обслуговування [12].

Землетрус і удар цунамі вивели з ладу зовнішні засоби електропостачання та резервні дизельні генератори, що стало причиною непрацездатності всіх систем нормального та аварійного охолодження і призвело до розплавлення активної зони реакторів на енергоблоках 1, 2 і 3 в перші дні розвитку аварії [12].

У момент землетрусу три працюючі енергоблоки були зупинені дією системи аварійного захисту, яка спрацювала в штатному режимі. Однак через годину було перервано електропостачання (в тому числі і від резервних дизельних електростанцій), імовірно через цунамі.

Електропостачання необхідне для відводу залишкового тепловиділення реакторів, яке, згідно з формулою Вея-Вігнера, в перші секунди складає близько 6,5% від рівня потужності до зупинки, через годину - приблизно 1,4%, через рік - 0,023% [1]. Відразу після втрати резервних дизельних електростанцій власник станції, компанія ТЕРСО, заявила уряду Японії про аварійну ситуацію. З цього моменту робота на майданчику АЕС була сфокусована на вирішенні проблеми електропостачання аварійних систем, для чого на станцію вирішили доставляти мобільні силові установки для заміщення непрацюючих дизелів [12].

Без достатнього охолодження у всіх трьох енергоблоках, що працювали до аварійної зупинки почав знижуватися рівень теплоносія і став підвищуватися тиск, що створюється парою. Перша серйозна ситуація виникла на енергоблоці № 1. Для недопущення пошкодження реактора високим тиском пар скидали в гермооболонку, в якій тиск зріс до 840 кПа при розрахунковому значенні в 400 кПа. Щоб гермооболонка не зруйнувалась, пар довелося скидати в атмосферу, при цьому ТЕРСО і МАГАТЕ заявили, що він буде фільтруватися від радіонуклідів. Тиск в гермооболонці вдалося скинути, однак при цьому в обстройку реакторного відділення проникла велика кількість водню, що утворився в результаті оголення палива і окислення цирконієвої оболонки тепловиділяючих елементів (ТВЕЛів) паром (паро-цирконієва реакція).

На момент аварії на енергоблоках знаходилося деяка кількість паливних збірок (табл. 1.5). Крім того, 6375 відпрацьованих тепловиділяючих збірок знаходилося в центральному сховищі радіоактивних відходів.

12 березня

В 6:36 за UTC на першому енергоблоці АЕС стався вибух, в результаті якого обвалилася частина бетонних конструкцій. Причина вибуху - утворення водню в результаті паро-цирконієвої реакції при високій

температурі і паровмісті. Корпус реактора не постраждав, була зруйнована зовнішня оболонка блоку із залізобетону.

Таблиця 1.5 - Кількість паливних збірок в енергоблоках АЕС на момент аварії

		Номер енергоблоку					
		1	2	3	4	5	6
В реакторах		400	548	548	0	548	764
В басейнах	Відпрацьованих	292	587	514	1331	946	876
	Свіжих	100	28	52	204	48	64

Рівень радіації на кордоні проммайданчика станції відразу після вибуху досяг 1015 мкЗв/год, через 4 хвилини - 860 мкЗв/год, через 3 години 22 хвилини - 70,5 мкЗв/год.

У пробах, взятих пересувними лабораторіями за територією проммайданчика АЕС, був виявлений радіоактивний цезій, що може вказувати на негерметичність оболонок деяких ТВЕЛів, однак кількісних даних не було наведено [12].

Істотного викиду радіоактивних речовин не сталося. З метою охолодження реактора було прийнято рішення заповнити його гермооболонку морською водою з розчином борної кислоти [12].

13 березня

На блоці № 3 - вийшла з ладу система його аварійного охолодження, яка повинна була заробити при зниженні рівня теплоносія нижче певної відмітки. Були попередні дані, що ТВЕЛи по висоті частково перебували або перебувають вище рівня води. Існувала загроза вибуху водню.

Почалося скидання тиску в гермооболонці 3-го блоку контрольованим випуском пари. Надалі через відсутність всіх можливостей охолодження реактора зсередини почалася подібна проведеної на першому блоці операція по закачуванню морської води для охолодження реактора [12].

14 березня

В 11:01 за місцевим часом стався вибух водню на третьому енергоблоці станції. Гермооболонка і корпус реактора не були пошкоджені.

На блоках 1 і 2 почалися роботи по відновленню аварійного електропостачання за допомогою мобільних силових установок.

Продовжувалася подача морської води з борною кислотою для охолодження реакторів блоків 1 і 3.

На блоці 2 відмовила система аварійного охолодження, і ТЕРСО повідомила про початок такої ж аварійної ситуації, як і на блоках 1 і 3.

Після відмови системи охолодження, на блоці 2 почалася операція по охолодженню морською водою з борною кислотою. Однак в процесі робіт відмовив запобіжний клапан скидання пари з реактора, і через збільшення тиску, подача води стала неможливою. Активна зона на деякий час оголилася повністю, частина ТВЕЛів, ймовірно, виявилися серйозно пошкоджені. Однак функції клапана вдалося відновити, що дозволило скинути тиск і продовжити охолодження морською водою [12].

15 березня

Приблизно о 6:20 за місцевим часом стався вибух на другому блоці АЕС. У момент вибуху рівень радіації на проммайданчику виріс до 8217 мкЗв/год, але пізніше знизився на третину. Причиною вибуху, як і в попередніх випадках, стало скупчення водню. В результаті вибуху можливо була порушена цілісність гермооболонки.

Одночасно на блоці 4 сталася пожежа в сховищі відпрацьованого ядерного палива, радіоактивні речовини, за інформацією МАГАТЕ, стали надходити в атмосферу. Пожежа була згашена протягом 2 годин [12].

16 березня

В 5:45 ранку за місцевим часом співробітниками, було помічено полум'я на розі будівлі енергоблоку 4. Через 30 хвилин розвідка персоналом не виявила ознак загоряння. Подати воду до енергоблоку 4 було неможливо через рівень випромінювання від блоку 3.

О 8:34 ранку за місцевим часом від блоку 3 стали підніматися клуби білого диму. Визначити причину не вдалося через відсутність необхідного персоналу і важкої радіаційної обстановки.

Рівень води в басейні витримки палива блоку 5, що впав до небезпечних величин, вдалося підняти. Планується подача електроживлення від працюючого дизеля 6-го блоку для вирішення цієї проблеми [12].

17 березня

09:48 за місцевим часом, через загрозу ушкодження відпрацьованого палива в басейнах витримки третього і четвертого енергоблоків, почалася операція по скиданню морської води з військових вертольотів СН-47. Двома вертольотами здійснено по 4 рейси.

Під'їзди до енергоблоку 3 вдалося розчистити від крупного сміття. Після цього, воду в басейн витримки відпрацьованого палива 3-го енергоблоку безуспішно намагалися заливати шість поліцейських вантажівок, екіпірованих водяними гарматами. Потім, п'ять пожежних машин, оснащених насосами високого тиску, вилили 30 тонн води в район 3-го блоку.

Робота інженерів ускладнюється серйозним погіршенням радіаційної обстановки після кожного скидання пари, яке змушує людей переміщатися в укриття. Через високий рівень випромінювання також утруднений аналіз ступеня можливого пошкодження різних функціональних систем.

Протягом дня проходила операція по підключенню силової лінії електропередач для відновлення електропостачання енергоблоку 2. Крім того, вдалося відновити роботу резервної дизельної електростанції блоку 6, її використовують по черзі для подачі води в блоки 5 і 6 [12].

18 березня

О 14:00 за місцевим часом відновилися спроби охолодження ВЯП, що знаходиться в басейні витримки блоку 3.

Протягом усього дня тривали роботи з прокладання лінії електропередач до енергоблоку 2. Після перевірок функціонування систем планується відновлення електропостачання аварійних систем спочатку блоку 2, а потім блоків 1, 3 і 4. Як і раніше в роботі дизель блоку 6, який по черзі забезпечує електроенергією 5 і 6 блоки [12].

19 березня

За допомогою потужного пожежного автомобіля та інших машин через отвір в стіні заливають воду в басейн витримки відпрацьованого палива блоку 3.

Просвердлили декілька 7-сантиметрових отворів в дахах 5-го і 6-го енергоблоків. Це зробили в якості запобіжного заходу для недопущення скучення водню. Відновлена робота двох резервних дизельних

електростанцій блоку 6, що дозволило налагодити стабільне відведення залишкових тепловиділень від реакторів і басейнів витримки блоків 5 і 6. Ведуться роботи по з'єднанню підключеного до зовнішньої лінії блоку 2 з іншими блоками [12].

Рівні іонізуючого випромінювання, зафіксовані при обльоті околиць станції протягом 40 годин 17, 18 і 19 березня представлені на рис. 1.4.

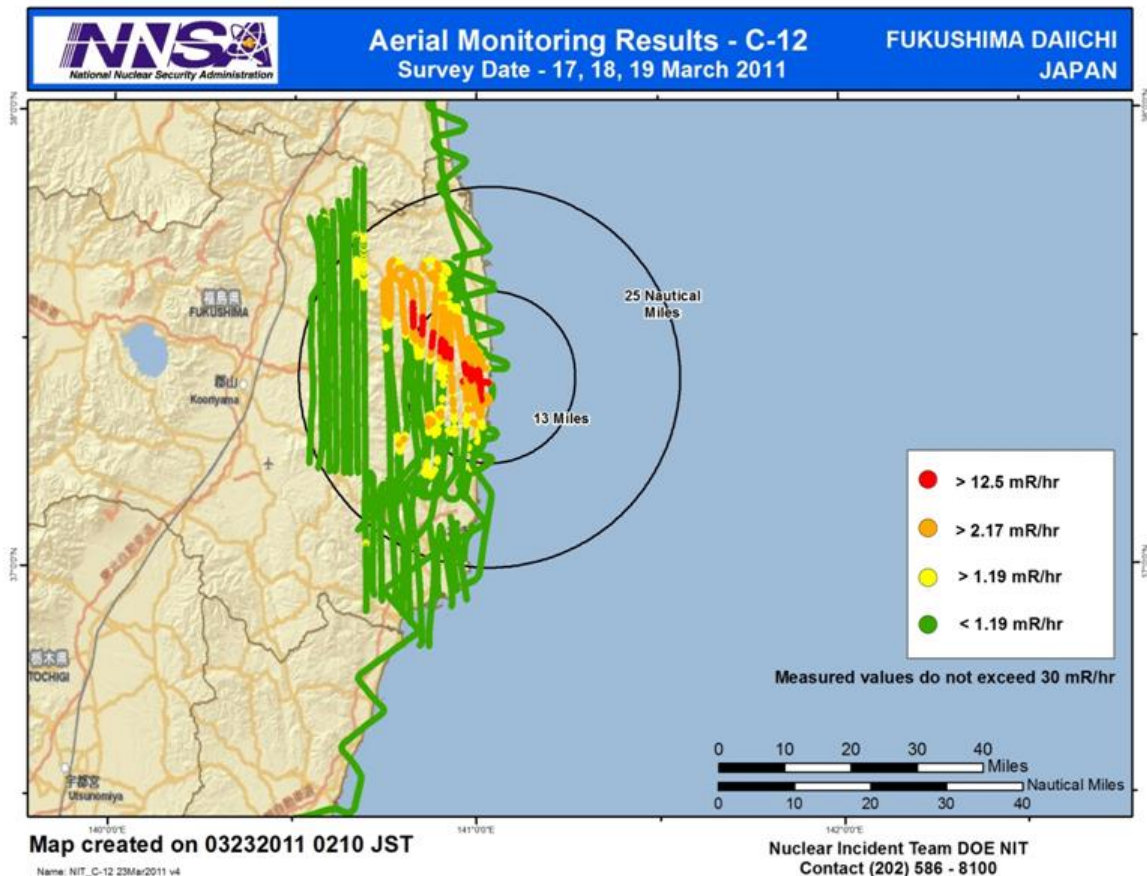


Рис. 1.4 – Рівні іонізуючого випромінювання, зафіксовані при обльоті околиць станції протягом 40 годин 17, 18 і 19 березня [12].

20 березня

У район 3 енергоблоку залито в цілому 2000 тонн води. Почалася аналогічна операція на четвертому блоці. 11 пожежних автомобілів залили 80 тонн води в район його басейну витримки. Після полудня операція продовжилася заливкою ще 80 тонн. Потім ліквідатори приступили до заливання 40 тонн води в басейн витримки блоку 2.

Ситуація в басейнах витримки блоків 5 і 6 повністю нормалізувалася [17].

21 березня

Триває операція по додатковій заливці води в басейн витримки відпрацьованого палива блоку 3. Сили самооборони заливали воду в басейн витримки блоку 4. Тиск в гермооболонці блоку 3, впав майже в три рази до безпечної величини [12].

22 березня

Силові кабелі підключені до всіх 6 енергоблоків станції, ведуться перевірки працездатності систем. Для заливки води в четвертий енергоблок встановлена дистанційно керована конструкція, що забезпечує витрату 160 тонн/год і гнучким 58-метровим стволом.

23 березня

Протягом дня велися роботи по заливці води в басейни витримки палива блоків 3 і 4. У другій половині дня з'явилися клуби диму сірого кольору над енергоблоком 3, рівень радіації при цьому не змінився, проте персоналу, довелося на час відійти від блоку в укриття. Дим розвіявся протягом години.

Є успіхи в роботах по відновленню електропостачання блоків 1-4, на блоці 3 вдалося відновити індикацію приладів блочного щита управління. Блоки 5 і 6 повністю переведені на зовнішнє електропостачання [12].

24 березня

Над енергоблоками 1-4 з вертольота був помічений білий дим. У гермооболонці блоку 1 став рости тиск. Витрата води на охолодження реактора зменшили. Тривають роботи по налагодженню електропостачання, відновлена індикація приладів тепер і на щиті управління блоку 1 [12].

25 березня

Відновлена індикація приладів блочного щита управління блоку 1, йде перевірка працездатності його систем, тиск в гермооболонці стабілізовано. У басейн витримки блоку 4 залиті чергові 150 тонн води. Йде підготовка до переведення потоку реакторів і гермооболонок всіх енергоблоків на прісну воду [17].

26 березня

Налагоджено постійний проток реакторів блоків 1, 2 і 3 прісною водою замість морської. Тиск в гермооболонці блоку 1, що підвищився в попередні дні, знижено [12].

27 березня

На блоці 2 відновлена індикація приладів блочного щита управління. На блоках 1, 2 і 4 відновлені деякі робочі функції. Почалися роботи по відкачці води із затоплених турбінних залів енергоблоків в систему конденсату. Ведеться відкачка на блоці 1 і готується на блоках 2 і 3. Роботи ускладнюються високим рівнем іонізуючого випромінювання від води - 60 мЗв/год на блоці 1, 1000 мЗв/год на блоці 2 і 750 мЗв/год на блоці 3 [12].

28 - 29 березня

Триває відкачування води із затопленого турбінного відділення блоку 1, готуються до цього блоки 2 і 3. Без виконання цих робіт відновлення електропостачання та працездатності штатних систем не представляється можливим. Розміри затоплених підземних приміщень дуже великі, тому терміни виконання цих робіт невідомі. Крім того, конденсатори турбін, куди збираються відкачувати воду, і так заповнені водою, і для початку необхідно кудись відкачати її. Судячи з активності води в турбінних відділеннях, в тій чи іншій мірі протікають гермооболонки блоків 1, 2 і 3, найбільш серйозна протічка на блоці 2. Передбачається, що радіоактивні матеріали з розплавленого палива вийшли за межі корпусу реактора, а потім, разом з водою, і з гермооболонок. Дуже високий рівень іонізуючого випромінювання від води в турбінних відділеннях заважає відновлювальних робіт. На блоці 2 він становить 1000 мЗв/год, на блоці 1 - 0,4 мЗв/год. На блоці 3 рівень невідомий [12].

31 березня - 1 квітня

Аварійним блокам потрібно додаткове обладнання для закачування води в басейни витримки. На майданчику вже діють дві потужні будівельні машини з дистанційним управлінням і 58-метровим гнучким стовбуром, які були надані ТЕРСО однієї з японських будівельних компаній.

31 березня дві наявні будівельні машини заливали морську воду в басейни витримки відпрацьованого палива блоків 1 і 3. 1 квітня одна з машин переведена на блок 4.

Стан усіх реакторів залишається стабільним, тимчасовими електронасосами в них подається прісна вода з витратою 7-8 м³/год. Показання датчиків температури у верхній частині реакторів: блок 1 - 256 °С (в нижній частині корпусу - 128 °С), блок 2 - 165 °С, блок 3 - 101 °С (в нижній частині корпусу - 112 °С). Тиск в корпусі реактора і гермооболонці блоку 1 незначно знизився. Тиск в гермооболонці блоку 2 залишається атмосферним. Тиск в гермооболонці блоку 3 трохи вище атмосферного.

Для вирішення проблеми затоплених приміщень під енергоблоками ТЕРСО має намір побудувати поруч з аварійними блоками очисні споруди, які будуть здатні переробляти 20 тонн води на годину, ємність для прийому очищеної води об'ємом 6000 м³ і ставок об'ємом 4000 м³.

Відкачування води із затоплених приміщень блоку 1 в конденсатор турбіни зупинена через його наповнення. На всіх блоках планується відкачка води з конденсаторів в баки зберігання конденсату, а звідти в інші ємності. Ведуться підготовчі роботи [12].

2 - 4 квітня

2 квітня виявлено, що бетонний канал для електрокабелів, що розташовується на глибині 2 метрів в безпосередній близькості від водозабору морської води енергоблоку 2 заповнений високоактивною водою. Рівень випромінювання від її поверхні такий же, як в підвальних приміщеннях блоку 2 (1000 мЗв/год), з якими канал має зв'язок через систему технологічних тунелів. Виявлено, що в стіні кабельного каналу є тріщина шириною 20 см. Спроби залити бетоном ділянку з тріщиною, 2 квітня та спеціальним полімерним матеріалом 3 квітня не увінчалася успіхом. 4 квітня співробітники намагалися упевнитися, що саме ця тріщина є причиною витоку в море. В один із тунелів під енергоблоком 2, що примикає до тріснутого каналу, була залита рідина-маркер білого кольору, проте в каналі вона в результаті не з'явилася (рис. 1.5) [12].

Електропостачання насосів, переведено з мобільних силових установок на зовнішні 2 квітня. В Почалася відкачка води з конденсатора блоку 2 в бак запасу конденсату, для вивільнення обсягів під приймання води з підвальних приміщень. Температури в реакторах до 4 квітня стабільні або знижуються.

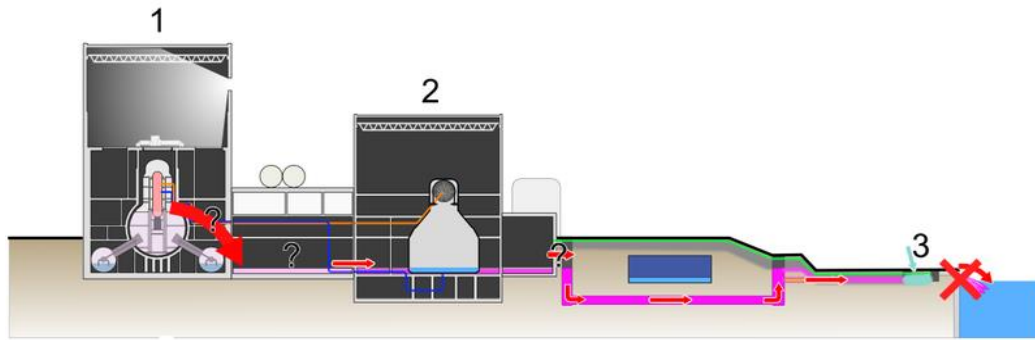


Рис. 1.5 – Передбачуваний шлях надходження радіоактивних речовин в морську воду.

1 - реакторне відділення, 2 - турбінне відділення, 3 - місце заливки рідкого скла 5 квітня

4 квітня для відкачування високорадіоактивної води з підземних споруд енергоблоків 1, 2 і 3, ТЕРСО, оголосила про вимушене скидання в море приблизно 10000 тонн низькорадіоактивної води з штатного станційного сховища радіоактивних відходів. На додаток необхідна відкачка в море ще 1500 тонн з підземних споруд блоків 5 і 6, в які просочуються і накопичуються ґрунтові води [12].

5 - 7 квітня

Протічки високорадіоактивної води в море з підземного каналу для електрокабелів була зупинена 5 квітня.

Починаючи з 7 квітня подається азот в гермооболонку блоку 1 для витіснення водню з неї. Подібна операція передбачена на блоках 2 і 3.

Гостро стоїть проблема відкачування високоактивної води із затоплених підземних споруд енергоблоків. Обсяги води оцінюються в 50000 тонн. Ситуація ускладнюється тим, що щодоби в реактори і їх гермооболонки заливається в цілому близько 500 тонн води, частина якої, забруднюючись, виливається в затоплені приміщення. Штатного сховища радіоактивних відходів, з якого виливають в море 10000 тонн низькоактивної води (з 4 по 6 квітня вже скинуто 6000 тон), недостатньо для вирішення проблеми. ТЕРСО має намір будувати тимчасові сховища на території станції [12].

8 - 10 квітня

Тривалі потужні афтершоки не вплинули на хід відновлювальних робіт на станції, охолодження реакторів не припинялося. Ситуація на станції

залишається дуже серйозною, проте є просування в роботах по відновленню електропостачання систем і функцій контрольно-вимірювальних приладів.

Рівень води в турбінному відділенні другого енергоблоку до 10 квітня піднявся на 12 см після того, як витік води в океан був зупинений 5 квітня і не досягає 92 см до рівня землі. У стінах всіх енергоблоків виконали отвори і прокладають тимчасові трубопроводи від затоплених приміщень в турбінних відділеннях штатного сховища радіоактивних відходів, в якому ведеться перевірка функцій.

10 квітня розпочалася прибирання важкою технікою уламків зруйнованих будівель енергоблоків 1 та 3. Активність фрагментів стін і дахів енергоблоків в деяких місцях становить сотні мЗв/год. Ліквідація радіоактивних завалів ведеться дистанційно керованими екскаваторами і бульдозерами. Уламки збираються упаковувати в контейнери і складувати на території проммайданчика станції [12].

11 - 14 квітня

11 квітня серія афтершоків продовжилася 7-бальним землетрусом. Зовнішнє електропостачання аварійних енергоблоків перервано на 50 хвилин, після чого відновлено в повному обсязі.

13 квітня розпочалася операція з відкачування високоактивної води із затоплених споруд блоку 2. Близько 250 тонн відкачали в конденсатор турбіни, рівень води знизився на 4 см. Всього до кінця дня вдалося відкачати 660 тонн води, знизивши рівень на 8 см, проте за цей же час вода з гермооболонки підняла рівень на 3 см.

13 квітня в басейні витримки відпрацьованого палива блоку 4 до 90 °C піднялася температура. Для боротьби зі зростанням температури в басейн залили близько 195 тонн води. Всього ж з початку ліквідації аварії в цей басейн було залито близько 1800 тонн води. Важка ситуація з басейном витримки 4 блоку пояснюється тим, що в момент аварії все паливо з реактора було вивантажено в басейн витримки на час планового ремонту. Таким чином, басейн блоку 4 містить, крім відпрацьованого палива, опромінені тепловиділяючі збірки різного ступеня вигорання, загальне число і тих, і інших, разом зі свіжим паливом, яке готувалося до завантаження в реактор, становить 1535 збірок. Рівень випромінювання від поверхні басейну

становить 84 мЗв/год, нуклідний аналіз складу говорить про пошкодження частини палива, проте в ТЕРСО вважають, що більшість збірок цілі.

Рівень забруднення йодом-131 морської води з часу ліквідації витоків в водозабір блоку 2 значно знизився і перевищує в 2,2 рази допустимі норми на відстані 30 км від станції, в 23 рази - на відстані 15 км. Для недопущення витоків, ТЕРСО споруджує сталеві плити, що повністю відгороджують водозабори технічної води від моря. Плити встановлено 12 квітня на водозабір блоку 2, на блоках 3 і 4 устанавлюються аналогічні [12].

15 квітня - 4 травня

17 квітня ТЕРСО оголосила про затвердження нового плану по охолодженню реакторів. Компанія зібралася спорудити замкнуту систему з насосів, що відкачують забруднену воду підземних споруд, а також фільтрів, устанавлених зовні енергоблоків, для очищення води і теплообмінників для її охолодження. Очищену і охолоджену воду збираються заливати в реактори, звідки вода знову буде потрапляти в споруди. Передбачається висока ефективність очищення - від йоду і цезію в 1000-10000 разів, при цьому можливо очищати до 1200 тонн води в день [12].

Проведена 17 квітня радіаційна розвідка показала, що рівні іонізуючого випромінювання не дозволяють ліквідаторам проникнути в приміщення реакторних відділень енергоблоків. Рівні біля шлюзів для проходу в блоки 1 і 3 - 2-4 мЗв/год, в самих шлюзах: блок 1 - 270 мЗв/год, блок 2 - 12 мЗв/год, блок 3 - 10 мЗв/год. Було прийнято рішення використовувати дистанційно керованих роботів для огляду блоків зсередини. Два роботи PackBot 17 квітня увійшли в реакторні відділення блоків 1 і 3, ще один, 18 квітня, в блок 2. Машини виміряли рівень випромінювання всередині будівель (блок 1 - 10-49 мЗв/год, блок 3 - 28-57 мЗв/год), температуру (блок 1 - 28-29 °С, блок 2 - 34-41 °С, блок 3 - 19-22 °С). Також роботи зробили серії фотознімків приміщень реакторних відділень [12].

17 квітня стало відомо, що кількість радіоактивних речовин у морській воді поряд з водозабором блоку 2 знову стала підвищуватися, місце течії визначити не вдалося. У пробах, узятих у різні дні, цифри забруднення сильно різнилися, до 2 травня - 130 Бк/см³. Попередній витік, що був ліквідований, в ТЕРСО оцінили в 520 тонн і 4700 ТБк [12].

Триває прибирання дистанційно керованою важкою технікою території станції від наслідків цунамі та вибухів. До 23 квітня ліквідатори приступили до розбирання завалів найбільш забрудненої частини проммайданчика поруч з блоком 3. Рівень випромінювання від уламків дуже високий - від 30-40 до 300 мЗв/год, їх збирають і упаковують в щільні контейнери.

З 20 квітня на території проммайданчика станції розпорошуються хімічні реагенти для осадження радіоактивного пилу [12].

5 - 11 травня

5 травня вперше з часу початку аварії в реакторне відділення одного з блоків, номер 1, зайшли люди. Роботи тривали 90 хвилин, рівень іонізуючого випромінювання, виміряний працівниками, склав 93 мЗв/год.

Після триденного очищення повітря, в будівлю блоку 1 знову увійшли ліквідатори для радіаційної розвідки. Виміряний рівень випромінювання на першому поверсі склав близько 10 мЗв/год, однак в деяких місцях він значно вище - до 700 мЗв/год. Персонал зумів піднятися і на другий поверх будівлі, де показання склали 40-100 мЗв/год. 10 травня персонал почав роботи з огляду обладнання, відновлення та налагодження рівнемірів реактора. Місця основних робіт огородили свинцевими матами [12].

З 10 травня на блоці 3 почалися роботи зі спорудження нових трубопроводів для закачування води в реактор. Також вдалося обстежити басейн витримки відпрацьованого палива блоку 3. Проби показали високі концентрації радіонуклідів: 140 кБк цезію-134, 150 кБк цезію-137 і 11 кБк йоду-131. Відеозйомка басейну показала картину значно гіршу, ніж на 4 блоці: паливо знаходиться під купою сталевих балок, арматури, різних уламків і бетонної крихти [12].

11 травня було знайдено місце нової протічки радіоактивної води, що була причиною підвищення активності морської води поруч з водозабором блоку 3 в останні дні. Високоактивна вода вилілася з бетонних проходок силових кабелів. Витік був зупинений заливкою проходок бетоном [17].

12 - 24 травня

12 травня ТЕРСО опублікувала нові дані про стан реактора енергоблоку 1. Датчики показали, що рівень води в реакторі не доходить навіть до низу активної зони. Фахівці компанії вважають, що велика частина

активної зони розплавилася і впала на днище реактора, пропала його і, потрапивши в гермооболонку, пошкодила останню, викликавши протічки в підземні споруди блоку. Ведуться пошуки місця течі гермооболонки [12].

15 травня компанія ТЕРСО опублікувала попередні результати аналізу даних про стан реактора енергоблоку. У ТЕРСО вважають, що викид радіоактивних матеріалів з реактора залишиться невеликим.

16 травня компанія ТЕРСО опублікувала деякі дані про роботу автоматичних систем енергоблоку 1 та діях персоналу станції з моменту землетрусу [12].

20 травня завершилася морська експедиція Російського географічного товариства з дослідження радіаційної обстановки на Далекому Сході. Експедиція зробила висновок про те, що масштабне радіоактивне забруднення на той момент не вийшло за межі Японії.

24 травня компанія ТЕРСО визнала можливість розплавлення активних зон реакторів 2 і 3 в перші дні після землетрусу. Стан реакторів 2 і 3 стабільний, їх температура досить низька і не викликає побоювань [12].

3 червня

3 червня в будівлі енергоблоку 1 був проведений огляд приміщень з використанням дистанційно керованого робота. В ході огляду в одному з приміщень будівлі була виявлена тріщина в підлозі, з якої виходить пар, при цьому рівень радіоактивного випромінювання поблизу місця розлому склав від 3 до 4 Зв/год, що поки вважається найвищим рівнем, зареєстрованим на проммайданчику АЕС після аварії . За заявами компанії ТЕРСО, джерелом пара, найімовірніше, є вода з температурою близько 50 °С, що скупчилася в підземних спорудах енергоблоку, однак поширення пара було відзначено тільки в обмеженій кількості приміщень [12].

2 РАДІОНУКЛІДИ В МОРСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ ТА ПРОБЛЕМИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ МОРСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ

У поверхневому шарі повітря над океаном основний внесок в α -, β - і γ -радіоактивність вносять радон і короткоживучі продукти його розпаду ^{214}Pb (RaB) і ^{214}Bi (RaC). Встановлено, що у відкритому океані ставлення $\text{RaC}/\text{RaB} > 1$ в той час як у «внутрішніх» морях (Чорному, Каспійському) або в окраїнних морях західної частині Тихого океану відношення концентрацій $\text{RaC}/\text{RaB} < 1$. Вважається, що радон над океаном має континентальне походження, і цей результат важко пояснити без допущення про наявність додаткового джерела RaC в при поверхневому шарі повітря. Визначальну роль в збагаченні приводного шару повітря ^{214}Bi по відношенню до ^{214}Pb грають колоїдні форми заліза (III), що виносяться до поверхні розділу повітряними бульбашками [13, 14].

Основний внесок в радіоактивність морської води вносить природний радіоактивний ізотоп калію - ^{40}K

Поведінка техногенних радіонуклідів у водному товщі, їх геохімічна рухливість багато в чому залежать від фізико-хімічних форм, у вигляді яких ці радіонукліди знаходяться в морському середовищі. Тому при дослідженні міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі особлива увага приділяється визначенню форм їх знаходження, їх перетворенням і стабілізації.

В результаті випробувань ядерної зброї в атмосфері і з відходами радіохімічних виробництв, в морське середовище надходять, такі радіонукліди як хром-51, сурма-125, кобальт-60, ніобій-95, церій-144, марганець-54 радіоактивні ізопои йоду, заліза. Дані радіонукліди є визначальними у формуванні техногенного радіаційного фону [13].

В океан радіонукліди надходять з атмосфери, з континентальним стоком (включаючи і безпосереднє скидання відходів) і за рахунок реакторів на атомних судах (рис. 2.1). Так, тритій, що знаходиться в атмосфері в складі

водяної пари в формі $^1\text{H}^3\text{NO}$, легко вступає в реакцію ізотопного обміну з поверхневим шаром океанічної води. ^{14}C , присутній в тропосфері в вигляді $^{14}\text{CO}_2$, також збагачує океанічну воду в результаті ізотопного обміну. Ізотопи Sr, Cs, Ce, Ru, Zr, Nb і інших нелетких елементів надходять в атмосферу у вигляді аерозолів, серед яких найбільшу розчинність мають ізотопи Sr [15].



Рис. 2.1 – Джерела надходження радіонуклідів у прибережні зони морів

Одне з основних джерел забруднення океану - скид радіоактивних відходів. Хімічний склад таких скидів і форми знаходження в них радіонуклідів сильно залежать від прийнятої на тому чи іншому підприємстві технології. Вони можуть являти собою кислі або лужні розчини, концентровані розчини солей, містити в своєму складі органічні сполуки, що використовувалися в екстракційних процесах. У зв'язку з цим радіонукліди можуть перебувати в формі комплексних сполук з органічними і неорганічними лігандами. Наприклад, цирконій може бути присутнім у вигляді стійких комплексів з фторид- і оксалат-іонами. У той же час при низькій кислотності мікроконцентрації Zr^{4+} будуть утворювати колоїди. Nb^{5+}

також легко гідролізується з утворенням колоїдів. Технецій, що володіє декількома ступенями окислення, легко окислюється до валентності +7, утворюючи аніон пертехнетата (TcO_4^-), характерний для водних середовищ. Рутеній в морській воді, як правило, утворює дуже стійкі комплекси. У кислих розчинах він знаходиться у вигляді катіонів Ru^{3+} і Ru^{4+} . У лужному середовищі для рутенію більш характерні аніонні форми, де він може мати валентність +5, +6 і +7. Стронцій і цезій у рідких скидах зазвичай представлені простими іонами Sr^{2+} і Cs^+ . Йод активно взаємодіє з органічними екстрагентами, утворюючи дуже стійкі сполуки. Рідкоземельні елементи зазвичай присутні в формі гідроксидів (лужне середовище) або простих чи комплексних катіонів (кисле середовище). Уран, плутоній і торій також знаходяться в складі дуже різних простих або комплексних іонів. Таким чином, з рідкими відходами радіонукліди надходять в океан переважно у вигляді розчинних сполук і відразу ж залучаються в усі фізико-хімічні та біохімічні процеси, що протікають в морському середовищі. При цьому одні й ті ж радіонукліди: можуть перебувати в морській воді у вигляді різних за складом і розчинністю сполук. Вони будуть сильно відрізнятися від сполук тих же самих природних елементів (ізотопних носіїв), розчинених у морській воді [15].

Виділяють три основні групи радіонуклідів, поведінка яких в морській воді різко відрізняється:

- 1) легко розчинні у воді (3H , Ti , ^{90}Sr , ^{89}Sr);
- 2) ефективно сорбуючі на суспензії (рідкоземельні елементи, ^{91}I , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , частково Pu і інші індуковані радіонукліди);
- 3) біологічно активні радіонукліди (^{54}Mn , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{51}Cr , ^{65}Zn , а також плутоній) [15].

Міграція 1-ї групи контролюється циркуляцією водних мас і їх перемішуванням, 2-ї групи - переважно седиментаційним процесами, 3-ї - поведінкою біомаси.

Геохімія ^{90}Sr і ^{137}Cs визначається: поведінкою їх ізотопних і неізотопних носіїв: Sr , Ca (для ^{90}Sr) і K (для ^{137}Cs). Велика частина ^{90}Sr міститься в шарі морської води над термоклинною і лише близько 1% в даний

час вже перейшло в донні опади. У прибережних районах і естуаріях концентрації ^{90}Sr принаймні в 5 разів вище за рахунок змиву з суші. Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr морськими організмами становить: для водоростей 100, для крабів і омарів – 10, для риб – 1. Основна частина ^{137}Cs також зосереджена в поверхневих водах і зменшується до глибинних зон приблизно в 30 разів. Період напіввиведення ^{137}Cs з поверхневого шару близько 17 років. Коефіцієнт накопичення морськими організмами близько 50 [15].

Ізотопи плутонію не мають ізотопних або неізотопних носіїв в морській воді, подібно ^{137}Cs та ^{90}Sr , тому вони проникають на велику глибину. Більше 50% плутонію знаходиться нижче термокліни і до 36% зосереджено в донних відкладах. Коефіцієнт поглинання $R_{\text{и}}$ морськими організмами з води для водоростей, планктону і ракоподібних становить від 1000 до 3000, а у риб від 1 до 10 [15].

2.1 Поведінка штучних радіонуклідів в умовах прибережної зони, шельфу і напівзамкнутих морських басейнів

У прибережних зонах процеси взаємодії між фазами протікають особливо інтенсивно і найбільш великий вплив біологічних процесів. Джерелами надходження радіонуклідів тут можуть бути атмосферні випадання після ядерних випробувань, аварії, безпосереднє скидання відходів підприємствами атомної промисловості, принесення радіонуклідів річками і безпосередній змив з берегів. Найбільша кількість скидів, пов'язана з радіохімічними заводами, проводиться або безпосередньо в морське середовище, або через річки. Найбільш докладні дослідження були виконані в Ірландському морі в районі Селлафілд і в Балтійському, Чорному, Азовському і Середземному морях в зв'язку з Чорнобильською аварією. Вміст радіонуклідів у водах Ірландського моря перевищував більш ніж на три порядки рівень глобальних випадань. Максимально зареєстрований

рівень забруднення ^{137}Cs в Чорному морі в червні-липні 1986 р 30 разів перевищував доаварійний рівень, а в Фінській і Ботнічній затоках Балтійського моря - в 80 разів [15, 16].

Фізичні та хімічні форми радіонуклідів, що скидаються, впливають на їх поведінку в морському середовищі, однак передбачити якусь певну форму навіть для одного підприємства неможливо. Дослідження в районі Селлафілду показали, що більше 95% Pu і Am зі скидів заводу перебувало в складі суспензії і було пов'язане з пластівцями гідроксидів заліза. При цьому значна кількість радіонуклідів було присутня у вигляді гарячих частинок. Pu знаходився в відновлених формах, переважно у вигляді $\text{Pu}(\text{OH})_4$, адсорбованого на негативно заряджених частинках суспензії. В умовах лагуни (атол Бікіні) частина Pu і Am могла бути пов'язана з колоїдами органічної речовини. На відміну від прибережної зони в відкритому океані поряд з відновленими формами Pu в рівних кількостях присутні і окислені, переважно іон PuO_2^+ і комплекси на його основі [15].

Поведінка більшості радіонуклідів пов'язана з динамікою перенесення суспензії. Доля радіонуклідів з високими k_d (Pu, Am) в значній мірі контролюється процесами седиментації (накопиченням, розмивом і перенесенням опадів). Радіонукліди з низькими k_d будуть контролюватися головним чином циркуляцією водних мас (третій, технецій). Радіонукліди з проміжними величинами k_d , такі, як Cs, будуть перебувати переважно під впливом водної циркуляції, але, крім того, будуть відчувати вплив седиментаційних процесів. Так, з віддаленням від Селлафілд концентрація Pu в донних опадах падає значно швидше, ніж Cs, поширення якого чітко контролюється циркуляцією морських вод. Було встановлено, що Cs який скидається в Селлафілді змішується з морською водою, що рухається через Ірландське море в північному напрямку, огинає західні і північні берега Шотландії і надходить в Північне і Норвезьке моря. В якості трасерів міграції були використані співвідношення радіонуклідів $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ і $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$. Невелика частина радіонуклідів здатна повертатися з морської води в прибережну смугу суші в результаті вітрового заносу піни [2].

Найбільш гетерогенні геохімічні умови існують в естуаріях - зонах змішування річкової і морської води. Тут різко змінюється поведінка багатьох радіонуклідів, що має кілька причин. Однією з найбільш важливих є зміна геохімічної обстановки при змішуванні прісної і солоної води. При цьому у багатьох радіонуклідів зміняться величина k_d в результаті протікаючі тут реакцій сорбції-десорбції, так як частинки, що знаходилися в рівновазі з розчином однієї солоності і складу, вступають у взаємодію з розчином іншої солоності і складу. Важливу роль відіграють і форми, в яких надходять радіонукліди [15].

Десорбція ^{137}Cs в морському середовищі з річкової суспензії допускається багатьма дослідниками. Принаймні підтвердженням цьому є відмінність k_d радіонуклідів Cs в морській і річковій воді. Очевидно, що доступність цезію залежить від його форм знаходження та можливості диспергування частинок суспензії. Експерименти показали, що ^{54}Mn і ^{75}Zn також здатні десорбувати зі скаламучених річкових відкладень. Поведінка Pu в умовах естуаріїв більш складна і залежить від багатьох параметрів, в тому числі і від форм поступаючого з річковим стоком елемента. На нього, як і на інші радіонукліди, впливають також захоплення осадами, що утворюються, руйнування органічної речовини, принесеної річками, біологічне споживання [15].

Ступінь утримання радіонуклідів в донних осадах залежить від дуже багатьох хімічних, фізичних і біологічних процесів. Рушійна сила діагенетичних перетворень в осадах шельфів - це бактеріальне окислення органічної речовини, що міститься в осадах, яке призводить до зміни окислювальних умов на відновлювальні. Основні діагенетичні процеси в осадах - зв'язування розчиненого кисню, відновлення марганцю, заліза, нітрат-іона і сульфат-іона. При цьому на залізо-марганцевих плівках, що покривають зерна осаду починають розчинятися оксиди металів і вивільнятися пов'язані з ними радіонукліди. Взаємодія з розчиненою органічною речовиною також може підвищити розчинність радіонуклідів і призвести до їх ремобілізації. У верхній, окисленій частині донних осадів істотна частина плутонію знаходиться в вищих ступенях окислення, а в

нижчих шарах - виключно в нижчих. Розподіл Pu і Am в товщі опадів в районі Селлафілд показує чіткий зв'язок з інтенсивністю скидів. Це означає, що вплив діагенетичних процесів на рухливість трансуранових елементів в товщі опадів мізерно мала [2].

2.2 Біогеохімічні шляхи міграції радіонуклідів в морському середовищі

Роль біологічних механізмів вилучення, трансформації та регенерації радіоактивних речовин в морському середовищі залежить від продуктивності біомаси. Найбільш активне утворення первинної біологічної продукції і органічних частинок суспензії відбувається в верхніх шарах океанічної води, що не перевищують перших сотень метрів. У прибережних зонах, на відміну від відкритого океану, утворення первинної продукції відбувається і на поверхні донних осадів. Бентосні організми, наприклад плівки мікроводоростей на поверхні осаду, швидко окислюють речовину, що осідає з водної товщі. В результаті живильні речовини і сорбовані радіонукліди повертаються в водну товщу в розчинених формах [15, 17].

Радіонукліди, осідаючи на поверхню води з атмосферних випадінь, захоплюються планктоном, а потім осідають на дно з органічним детритом. Спостереження, проведені в Середземному і Чорному морях після Чорнобильської аварії, показали, що основна частина радіонуклідів осідає в складі фекальних пелет зоопланктону зі швидкістю від 18 до 200 м в день. Ізотопи Pu, Ce, Ru захоплюються планктоном набагато інтенсивніше, ніж ізотопи Cs. Наприклад, для Середземного моря було розраховано, що 50% від суми ізотопів Ce і 75% Pu, що випали на поверхню води, вже через місяць осіли на глибину понад 200 м. За цей же час ^{137}Cs було винесено вглиб такими частинками лише 0,2%. Розподіл радіонуклідів в товщі води у відкритому океані також залежить від розподілу планктону. Для північної частині Тихого океану був виявлений чіткий максимум в вертикальному

розподілі Рu в товщі морської води на глибині 400 м. Максимум приурочений до кордону розкладання залишків планктону, що зв'язував Рu в приповерхневій зоні, і обумовлений вивільненням його в розчин на зазначеній глибині [17].

2.3 Хімія радіонуклідів у морському середовищі

Розглянемо стан техногенних радіонуклідів у морській воді.

Після потрапляння ^{51}Cr в морське середовище у вигляді іонів $[\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ відбувається швидкий перехід ^{51}Cr в колоїдну і зважену форми внаслідок гідролізу. Формування зважених часток ^{51}Cr в морській воді проходить в основному в перші 1,5 години. Стабілізація стану ^{51}Cr досягається через 1-2 доби. При цьому відзначається значна стійкість ^{51}Cr (3+) в морській воді з рН~8 [13].

При рН<6 радіонуклід знаходиться в «розчиненої» формі, а при великих значеннях рН присутній також у зваженій формі з переважанням останньої при рН~8.

При рН<6 Cr(III) практично не сорбується. При рН>6 десорбція Cr(III) різко зростає.

Зважені частинки $^{51}\text{Cr}(\text{III})$ при рН 7,5-8,0 можуть мати адсорбційну природу. В якості сорбенту $^{51}\text{Cr}(\text{III})$ в морському середовищі може виступати тонкодисперсний зважений матеріал, що володіє високорозвиненою негативно зарядженою або нейтральною поверхнею, як з гідрофільними, так і з гідрофобними властивостями (частки кремнієвої кислоти, органічного детриту, гідроксидів заліза і марганцю, карбонату кальцію і ін) [13].

так як поведінка ^{51}Cr в його різних формах істотно різному, зміна рН в буде помітно позначатися на характері міграції цього радіонукліда в морській середовищі

^{131}I стійкий в морській воді і не переходить в іодат щонайменше протягом 50 днів [13].

Для ^{125}Sb характерна нестійкість вищих хлоридних комплексів в наслідок гідролізу. Радіонуклід переходить у стійкий, можливо рівноважний стан, через 8-11 діб після надходження в морську воду у вигляді Sb(III) . По досягненню рівноваги, ^{125}Sb знаходиться в п'ятивалентного стані внаслідок окислення сурми (III) розчиненим у морській воді киснем [13].

Основною формою ^{125}Sb в морській воді з рН 7-8 є аніони Sb(OH)_6 .

Здатність радіонуклідів утворювати зважену фракцію в розчинах з досить великим рН середовища падає в ряду ^{95}Nb , ^{59}Fe , ^{144}Ce і ^{60}Co . Однак природа зваженої фракції радіонукліда в кожному конкретному випадку залежить від здатності радіонукліду сорбуватися на суспензії, яка присутня в розчині [13].

Є можливість оцінити здатність до адсорбції радіонуклідів і розташувати їх в ряд по збільшенню цієї здатності $^{144}\text{Ce} > ^{95}\text{Nb} > ^{59}\text{Fe} > > ^{60}\text{Co}$. Такий ряд знаходить відображення в природі утворених радіоколоїда ^{144}Ce утворює при рН 6-8 сорбційні колоїди, ^{95}Nb утворює сорбційні колоїди в більш кислому області рН 4-6, але при рН > 6 здатний утворювати справжні колоїди, ^{59}Fe утворює справжні колоїди при рН > 3, ^{60}Co у всьому інтервалі рН знаходиться в основному в розчиненій фракції, хоча не виключена можливість утворення сорбційних колоїдів при рН = 8,0 [16].

Якщо розглядати вплив розчиненого в морській воді органічної речовини, то можна зробити висновки, що комплексоутворення $^{51}\text{Cr(III)}$ з розчиненими органічними сполуками не визначає поведінку цього радіонукліда в морській воді.

Вплив розчиненої органічної речовини на поведінку радіонуклідів ^{60}Co , ^{95}Nb і ^{144}Ce велике. Спостерігається зміна форм існування радіонуклідів в присутності зазначених речовин. ^{60}Co утворює головним чином негативно заряджені комплекси. Для ^{95}Nb і ^{144}Ce вплив органічної речовини проявляється в придушенні процесів освіти зважених форм, характерних для цих радіонуклідів [13].

Таким чином можна говорити про пряму взаємодію радіонуклідом з розчиненим у морській воді органічною речовиною.

При відсутності фітопланктону основним процесом стабілізації $^{51}\text{Cr}(\text{III})$ є адсорбційний захоплення суспензією. Навпаки в присутності фітопланктону різко зростає частка $^{51}\text{Cr}(\text{III})$ у вигляді частинок малих і середніх розмірів (02-05 мкм), що може бути результатом включення $^{51}\text{Cr}(\text{III})$ в біологічний цикл за участю планктону і появою в розчині продуктів метаболізму [13].

Присутність планктону не призводить до зміни стану ^{125}Sb в морській воді [13].

Присутність в морській воді планктону сприяє переходу ^{60}Co у зважену фракцію (до 25%) Зіставлення цих даних з результатами сорбції на природних сорбентах дозволяє припустити, що утворення зваженої фракції ^{60}Co в морській воді пов'язано з біологічною активністю кобальту [16].

3 ШЛЯХИ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ З БОКУ ЗАРАЖЕНОГО МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА

Надходження радіонуклідів в від радіоактивно зараженого морського середовища можливо декількома шляхами. В даному розділі розглянемо ті шляхи радіаційного забруднення, що становлять безпосередню небезпеку для людей, які мешкають в прибережних регіонах (рис 3.1).

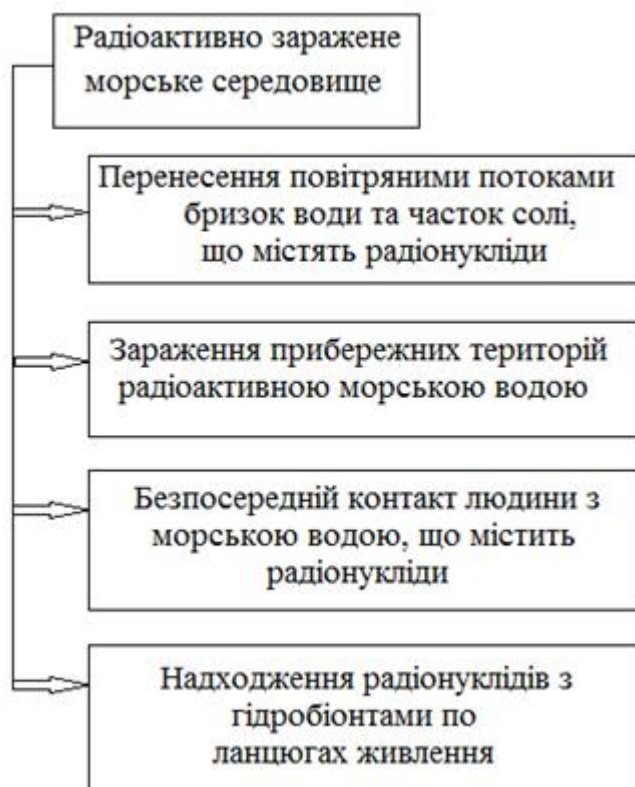


Рис. 3.1 – Шляхи надходження радіонуклідів з морського середовища до організму людини.

Спрямованість, інтенсивність і механізми міграції радіонуклідів в морському середовищі визначаються головним чином фізико-хімічними формами їх надходження і, відповідно, знаходження в екосистемах моря, а також природними умовами: фізико-хімічними властивостями води, донних

відкладень і суспензій, а також гідрохімічними режимом і гідрологічною обстановкою в водних екосистемах.

Значна частина викидів з АЕС «Фукусіма-1» поширилася над морською акваторією. Крім того, деяка частина радіонуклідів аварійного походження зі скидними водами потрапляла в прибережну частину океану. Результати вимірювань концентрації радіонуклідів у морській воді в безпосередній близькості від місць скидання представлені в табл. 3.1 [18].

Таблиця 3.1 – Об'ємна активність нуклідів в морській воді, Бк/см³ [18]

Час вимірювання	¹³¹ I	¹³² I	¹³⁴ Cs	¹³⁶ Cs	¹³⁷ Cs
Місце збору - навколо каналу скидання (на півдні) АЕС «Фукусіма-1» (приблизно 330 м на південь від каналу скидання блоків 1-4)					
25.03.2011	50	3,3	7	0,8	7,2
24.03.2011	4,2	1,7	0,45	0,061	0,44
23.03.2011	5,9	5,4	0,25	0,025	0,25
22.03.2011	1,2	1,4	0,15	0,024	0,15
Місце збору - навколо каналу скидання (на півночі) блоків 5 і 6 АЕС «Фукусіма-1» (приблизно 30 м на північ від каналу скидання блоків 5-6)					
25.03.2011	11	0,19	1,7	0,2	1,7
24.03.2011	0,95	0,45	0,11	0,011	0,11
23.03.2011	2,7	2,9	1,8	0,23	1,9
Місце збору - навколо каналу скидання (на півночі) від блоків 3 і 4 АЕС «Фукусіма-2» (приблизно 10 км від АЕС «Фукусіма-1»)					
25.03.2011	0,43	0,058	0,026	0,0044	0,034
24.03.2011	1,1	0,12	0,099	0,068	0,094
23.03.2011	0,74	0,2	0,051	-	0,06
22.03.2011	1,14	Нижче межі виявлення	0,046	Нижче межі виявлення	0,039
21.03.2011	1,1	0,16	0,048	0,007	0,053
Місце збору - на узбережжі Івасава (близько 7000 м на південь від каналу скидання блоків 1 і 2) (приблизно 16 км від АЕС «Фукусіма-1»)					
25.03.2011	0,37	0,12	0,02	0,0042	0,022
24.03.2011	0,5	Нижче межі виявлення	0,035	0,005	0,038
23.03.2011	0,7	0,12	0,031	0,006	0,03
22.03.2011	0,67	Нижче межі виявлення	0,039	Нижче межі виявлення	0,044
21.03.2011	0,66	0,12	0,031	0,006	0,033

22 березня Міністерство освіти, культури, спорту, науки і технологій Японії оприлюднив план дій з моніторингу прибережних вод поблизу майданчика АЕС «Фукусіма-1». З 23 березня почали проводити забір проб повітря і морської води в прибережній зоні вздовж трансект з інтервалом в 10

км - забір проб був зроблений уздовж кожної з трансект на віддаленні 30 км від берега (рис. 3.2). Глибина океану змінювалася від приблизно 90 м для північної точки до 130 м для південної. Результати аналізів, опубліковані 24 і 25 березня, представлені в табл. 3.2 [18].

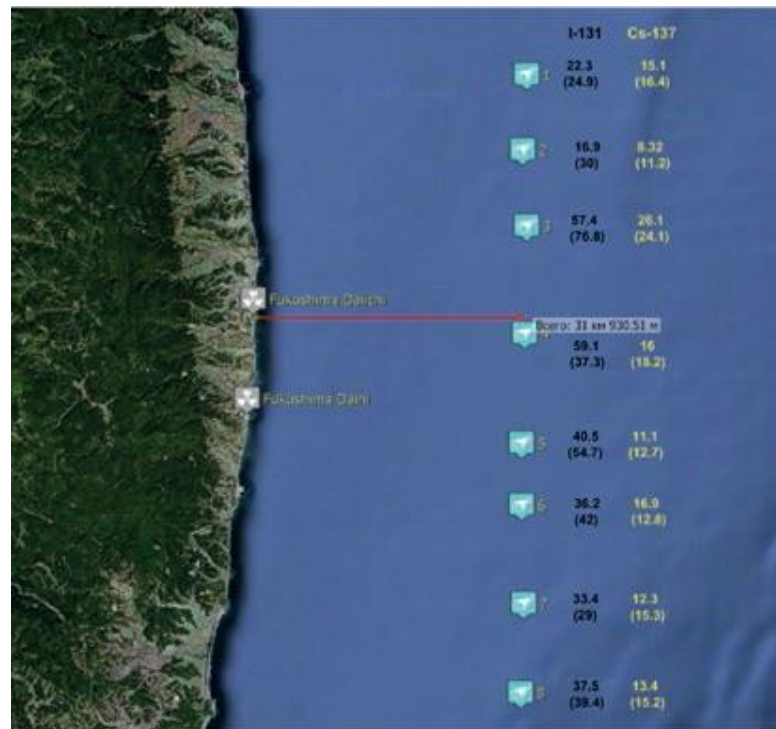


Рис. 3.2 – Максимальні концентрації радіонуклідів в морській воді 24 березня (в дужках - дані на 23 березня) [18]

Слід зауважити, що в Японії для нормальних умов експлуатації з метою контролю за станом об'єктів навколишнього середовища встановлені максимально допустимі рівні концентрації в морській воді різних радіонуклідів, що утворюються на АЕС. Вони складають:

- для ^{131}I - 40 Бк/л;
- для ^{137}Cs - 90 Бк/л.

Тому повідомлення в пресі, що рівні забруднення морської води перевищені в 1850 разів по йоду можна і потрібно інтерпретувати як той факт, що концентрація ^{131}I в точках скидання вод з майданчика АЕС «Фукусіма-1» становила 74 кБк/л.

Таблиця 3.2 – Результати вимірювання радіонуклідів у морській воді
[18]

Точка відбору проб	Дата відбору проб	Концентрація в морській воді, Бк/л		Потужність дози над водою, мкЗв/год
		^{131}I	^{137}Cs	
1	23.03.2011	24,9	16,4	0,034
	24.03.2011	22,3	15,1	0,08
2	23.03.2011	30	11,2	0,038
	24.03.2011	16,9	8,32	0,08
3	23.03.2011	76,8	24,1	0,049
	24.03.2011	57,4	26,1	0,06
4	23.03.2011	37,3	18,2	0,054
	24.03.2011	59,1	16,0	0,046
5	23.03.2011	54,7	12,7	0,035
	24.03.2011	40,5	11,1	0,055
6	23.03.2011	42	12,8	0,03
	24.03.2011	36,2	16,9	0,08
7	23.03.2011	29	15,3	0,04
	24.03.2011	33,4	12,3	0,06
8	23.03.2011	39,4	15,2	0,04
	24.03.2011	37,5	13,4	0,059

Як видно з табл. 3.2, на відстані 30 км від берега відбувається розбавлення не менше ніж в 1000 разів. Слід при цьому враховувати, що помітна частина забруднення водної поверхні на відстані 30 км від АЕС відбувається за рахунок радіоактивних випадіннь з факела викиду.

3.1 Перенесення радіонуклідів повітряними потоками

Перенесення радіонуклідів повітряними потоками від морських вод, що їх містять, відбувається за рахунок відриву бризок, часток солі і зважених речовин води від водної поверхні. Це формує так зване вторинне забруднення атмосферного повітря над морською акваторією, і відбувається в умовах достатньо сильного вітру.

В результаті аварії на АЕС «Фукусіма-1», в морське середовище, як було сказано вище, потрапила значна кількість радіонуклідів з атмосферним осіданням та в результаті прямого скиду радіоактивної води під час ліквідації

наслідків аварії. Не слід, також забувати про радіонукліди, що надійшли разом з викидами з енергоблоків до атмосферного повітря (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 – Радіонуклідний склад повітряних викидів з різних енергоблоків АЕС «Фукусіма-1», Бк [19]

Нуклід	Період напіврозпаду	Блок № 1	Блок № 2	Блок № 3	Загальний викид
⁸⁹ Sr	50,5 діб	8,20E+13	6,80E+14	1,20E+15	2,00E+15
⁹⁰ Sr	29,1 років	6,10E+12	4,80E+13	8,50E+13	1,40E+14
⁹⁵ Zr	64 діб	4,60E+11	1,60E+13	2,20E+11	1,70E+13
⁹¹ Y	58,5 діб	3,10E+11	2,70E+12	4,40E+11	3,40E+12
⁹⁹ Mo	66 год	8,10E+07	1,00E+04	6,70E+06	8,80E+07
¹⁰³ Ru	39,3 діб	2,50E+09	1,80E+09	3,20E+09	7,50E+09
¹⁰⁶ Ru	368,2 діб	7,40E+08	5,10E+08	8,90E+08	2,10E+09
¹²⁷ Sb	3,9 діб	1,70E+15	4,20E+15	4,50E+14	6,40E+15
¹²⁹ Sb	4,3 год	1,60E+14	8,90E+10	3,00E+12	1,60E+14
^{127m} Te	109 діб	2,50E+14	7,70E+14	6,90E+13	1,10E+15
^{129m} Te	33,6 діб	7,20E+14	2,40E+15	2,10E+14	3,30E+15
^{131m} Te	30 год	9,50E+13	5,40E+10	1,80E+12	9,70E+13
¹³² Te	78,2 год	7,40E+14	4,20E+11	1,40E+13	7,60E+14
¹³¹ I	8 діб	1,20E+16	1,40E+17	7,00E+15	1,60E+17
¹³² I	2,3 год	4,50E+14	9,60E+11	1,80E+13	4,70E+14
¹³³ I	20,8 год	6,50E+14	1,40E+12	2,60E+13	6,80E+14
¹³⁵ I	6,6 год	6,10E+14	1,30E+12	2,40E+13	6,30E+14
¹³³ Xe	5,2 діб	3,40E+18	3,50E+18	4,40E+18	1,10E+19
¹³⁴ Cs	2,1 років	7,10E+14	1,60E+16	8,20E+14	1,80E+16
¹³⁷ Cs	30 років	5,90E+14	1,40E+16	7,10E+14	1,50E+16
¹⁴⁰ Ba	12,7 діб	1,30E+14	1,10E+15	1,90E+15	3,20E+15
¹⁴¹ Ce	32,5 діб	4,60E+11	1,70E+13	2,20E+11	1,80E+13
¹⁴⁴ Ce	284,3 діб	3,10E+11	1,10E+13	1,40E+11	1,10E+13
¹⁴³ Pr	13,6 діб	3,60E+11	3,20E+12	5,20E+11	4,10E+12
¹⁴⁷ Nd	11 діб	1,50E+11	1,30E+12	2,20E+11	1,60E+12
²³⁹ Np	2,4 діб	3,70E+12	7,10E+13	1,40E+12	7,60E+13
²³⁸ Pu	87,7 років	5,80E+08	1,80E+10	2,50E+08	1,90E+10
²³⁹ Pu	24065 років	8,60E+07	3,10E+09	4,00E+07	3,20E+09
²⁴⁰ Pu	6537 років	8,80E+07	3,00E+09	4,00E+07	3,20E+09
²⁴¹ Pu	14,4 років	3,50E+10	1,20E+12	1,60E+10	1,20E+12
²⁴² Cm	162,8 діб	1,10E+10	7,70E+10	1,40E+10	1,00E+11
Сума		3,42E+18	3,68E+18	4,41E+18	1,12E+19

Основними факторами впливу на радіонукліди в хмарі є:

- радіоактивний розпад і накопичення дочірніх продуктів;
- вологе осідання, коли пар або аерозоль потрапляють в краплі води або в сніжинки в хмарі і випадають у вигляді опадів, також можливо вимивання падаючими опадами і вплив туману;

- сухе осідання або гравітаційне осідання, відкладення аерозолів і адсорбція парів на предметах, що знаходяться на шляху вітру;
- утворення і злипання аерозолів;

Небезпека даного шляху зараження полягає в тому, що радіонукліди з повітряними масами переносяться на значні відстані. Проте велику роль відіграє вміст радіоактивних речовин (РР) у морській воді. Це явище особливо характерно для альфа-випромінювачів, наприклад плутонію і америцію.

Людина поглинає радіоактивні речовини головним чином безпосередньо при диханні.

Перенесення, таким чином, може бути стійким у часі завдяки довготривалим радіонуклідам, які можуть тривалий час зберігатися в тонкодисперсних осадах на дні моря і реалізовуватися ще довгий час.

В морських акваторіях, прилеглих до АЕС «Фукусіма-1», на розповсюдження нуклідів значно вплинула течія Кюросіо. Під впливом Куросіо відбулося значне перемішування водних мас, розбавлення РР та винос їх до центральних акваторій Тихого океану.

Таким чином, в результаті фукусімської аварії, вплив вторинного забруднення атмосфери радіонуклідами незначний і мало впливає на радіаційну безпеку прилеглих територій.

3.2 Надходження радіонуклідів по ланцюгах живлення

Зазвичай водні рослини і тварини збагачені радіонуклідами, в порівнянні з водою, в якій вони живуть. Кількості радіоактивних речовин, поглинені різними гідробіонтами, істотно розрізняються. Для характеристики ступеня накопичення вводиться коефіцієнт накопичення (K_H), який являє собою відношення концентрації радіонукліда в одиниці маси тканини гідробіонтів (Бк/кг) до його концентрації в одиниці об'єму морської води (Бк/літр) (тобто розмірність л/кг). Цей коефіцієнт залежить від хімічної

природи радіонукліда, видів водних мешканців, концентрації в воді різних солей, рН водного середовища, її температури, освітленості водного басейну і т.п.

Ступінь накопичення радіонуклідів організмами сильно коливається навіть у одних і тих же видів в залежності від мінералізації води, стадії розвитку гідробіонтів, хімічних властивостей радіонукліда тощо. Поведінка радіонуклідів у прісноводній середовищі і накопичення їх гідробіонтами, що мешкають в прісноводних водоймах, істотно відрізняються від аналогічних параметрів, що характеризують морську водне середовище. Менший вміст солей забезпечує більшу накопичення радіонуклідів в прісноводних рослинах і тварин в порівнянні з морськими. Тому коефіцієнти накопичення у прісноводних організмів значно вище, ніж у мешканців морів і океанів. Так, вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в морських організмах на порядок нижче, ніж в прісноводних. Має місце спочатку швидке накопичення радіоактивності водоростями за рахунок сорбції з запізненням накопичення організмами [20].

Надходження радіонуклідів в гідробіонти починається з нижчих організмів, які є кормом для риб. Механізм накопичення радіонуклідів мікрофлорою залежить від їх хімічних властивостей. Так, Са для бактерій не є біогенним елементом, тому накопичення ^{90}Sr бактеріями відбувається за рахунок процесу фізико-хімічної адсорбції його атомів на поверхні бактеріальних клітин. Навпаки, біогенний елемент ^{32}P асимілюється бактеріями в значній кількості. Залежно від хімічних властивостей радіоізоотопів, виду мікроорганізмів, питомої активності води і її рН K_H для бактеріальних клітин варіює в широких межах - від 100 до 6 млн. У бактерій K_H зменшуються зі зростанням питомої активності води. Велика питома поверхня тіла у планктону і губок створює сприятливі умови для адсорбції ними значної кількості радіоактивних ізоотопів. Швидкість накопичення планктоном радіонуклідів значна, наприклад, дафнія (ракоподібні) накопичує ~50% (гранична кількість) ^{90}Sr за 5 хв. K_H для планктону $\approx 250 \div 7500$. У водних рослин процес накопичення більш повільний, так як основний шлях надходження в них радіоактивних продуктів обумовлений процесами обміну. Граничне накопичення в водоростях відбувається протягом $7 \div 30$ діб. K_H для

водоростей $100 \div 28000$, для риби - $4 \div 130$. У великих водоростях концентрація радіоактивних речовин становить $0,3 \div 0,6$ пКі/кг сирого речовини, в безхребетних - $0,2 \div 35$ пКі/кг, в м'язах риб $< 0,1$ пКі/кг і трохи більше в печінці [20].

Гідробіонти мало засвоюють радіонукліди, що містяться в твердих частинках, і навпаки, концентрують нукліди, що знаходяться в іонному стані [20].

При зниженні питомої активності води накопичені радіоактивні елементи з організму гідробіонтів виводяться, причому інтенсивність цього процесу тим вище, чим вище концентрація радіонуклідів в тканинах. Після 10 днів перебування в чистій воді планктон і водорості втрачають 95% загальної кількості накопичених продуктів. Виведення радіонуклідів з тканин і органів риб відбувається з різною швидкістю. Так, через 3 міс. перебування риби в чистій воді ^{90}Sr виявляється в її м'язах до 10%, а в кістках до 50% від початкового рівня.

Найбільш активно засвоюються гідробіонтами радіонукліди, що відносяться до структурних елементів (C, N, P, Si, Ca, Sr), елементам катализаторам (Fe, Zn, Mn, Co, Ni, Cr), легко гідролізу елементів (Al, Se, Y, Ce, Ru), важким галогенам і важким двовалентним іонів. У водоростях найбільш інтенсивно накопичуються: P, Fe, Zn, Co, Y, Zr, Nb, Ce, Hg. Слабкіше концентруються в рослинах S, Cr, Ca, Sr, Rb, Cs. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів в рослинах можна знизити на порядок, якщо внести в воду стабільні ізотопи, що мають з радіоізотопами геохімічне спорідненість [20].

Чотири структурних елемента N, P, C, Si накопичуються фітопланктоном в концентраціях, в $1000 \div 40000$ разів перевищують їх вміст у морській воді. У фітопланктону 30 елементів мають $K_H > 1000$. Планктон бере участь у вертикальному пересуванні радіонуклідів, які перейшли в донні відкладення, в результаті добових міграцій гідробіонтів. Однак навіть в областях з максимальною біологічною активністю (прибережні води) біологічна міграція на порядок нижче фізичного перенесення. Нагромаджені в фітопланктоні нукліди акумулюються зоопланктоном, що живиться

фітопланктоном організмами. Зоопланктон засвоює радіонукліди і безпосередньо з води.

У риб основний шлях надходження радіонуклідів в організм харчової, тому важливий рівень забруднення нижчих організмів, які є кормом для риб. Разом з тим радіоактивні ізотопи проникають організм риби і через зябра. Значимість цього шляху зростає з підвищенням питомої активності. Час граничного накопичення ізотопів в тілі риб коливається 10÷120 дн. Накопичення радіоізотопів відбувається більш інтенсивно молоддю риби, ніж дорослими особинами. В ікрі риб K_H їх може досягати десятків одиниць. За ступенем концентрації в ікрі можна скласти ряд: $Y > Ce > Zr > Cs = Sr$. Личинки, виключившіся з радіоактивної ікри, містять мало радіонуклідів, часом їх кількість навіть менше, ніж в навколишній воді. Це свідчить про захисну роль оболонки ікри, яка поглинає більшу частину радіонуклідів, запозичених з водного середовища. Накопичення радіонуклідів різко зростає через 7 днів, коли личинки переходять до самостійного харчування. Хижі риби накопичують ^{137}Cs швидше, ніж рослиноїдні. Концентрація ^{90}Sr не підкоряється цій закономірності. Радіонукліди нерівномірно розподіляються в організмі риб. Так, коефіцієнт накопичення ^{90}Sr в кісткових тканинах і лусці риб коливається від 300 до 900, а в плавниках досягає 2500, тоді як в м'яких тканинах зміст його на 3 порядки нижче. Для ^{137}Cs характерно протилежне розподіл: найбільше його в м'язах і внутрішніх органах [3].

Коефіцієнти накопичення різних нуклідів залежать від місця гідробіонтів в трофічній ланцюга (табл. 3.4). Послідовне зменшення питомої поверхні гідробіонтів з більш високою організацією призводить до зниження коефіцієнтів накопичення за рахунок сорбції в ланцюжку: фітопланктон > безхребетні > риби [20].

У воді з високою концентрацією радіоізотопів накопичення останніх відбувається в одних тканинах, а з низькою - в інших. При одноразовому забрудненні риб навіть більшими кількостями радіоізотопів нагромадження їхньому організмі незначно. При тривалому ж забрудненні низькими концентраціями радіоізотопи накопичуються в організмі у великих кількостях. Найбільш інтенсивна акумуляція радіоактивних речовин

відбувається в першу добу. При досягненні межі накопичення радіонуклідів організмом подальша кумуляція припиняється. У донних риб накопичення радіоізоотопів іде швидше, ніж у пелагічних.

Табл. 3.4 – Середні коефіцієнти розподілу і накопичення радіоактивних елементів в морських осадах і гідробіонтах [20].

Радіонуклід	Осади глибоко водні	Осади прибережні	Фітопланктон	Зоопланктон	Ракоподібні	Молюски	Головоногі моллюски	Риби
Pb	$3 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$
Po	$2 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^3$
Ra	$3 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^2$
Ac	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^4$	50
Th	$5 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^2$
Pa	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	10	$5 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	50
U	$5 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	20	5	10	30	20	1

Цезій в рибі накопичується поступово спочатку в бентоядних рибах, а потім і в хижих. При збереженні рівнів концентрації ^{137}Cs в морській воді (табл. 3.2) протягом трьох-чотирьох тижнів концентрація цього нукліда в бентоядних рибах може досягти 400 Бк/кг. У разі збереження зазначеної концентрації в воді протягом декількох тижнів в хижих риб концентрація ^{137}Cs може вирости через 8-10 міс до 1000-2000 Бк/кг, тобто буде перевищувати встановлений в Японії норматив (500 Бк/кг). Однак важко припустити, що концентрація у воді буде зберігатися на цьому рівні досить довго.

Для Японії питання обмежень щодо вмісту радіонуклідів в рибі має велике значення. Ця країна по споживанню риби на душу населення посідає перше місце в світі (близько 60 кг/рік). Важливою обставиною при виборі обмежень буде і та обставина, що до теперішнього часу велика частина радіоактивних викидів осаджувалася в Тихому океані. У цій найбільшій водній акваторії процеси розведення йдуть досить інтенсивно, і важко вважати, що навіть на нетривалий час встановиться рівноважний стан по концентрації будь-якого нукліда.

3.3 Оцінка надходження радіонуклідів в морське середовище

В результаті аварії на АЕС «Фукусіма-Дайті» стався викид радіонуклідів в навколишнє середовище. Оцінка викидів проводилась багатьма організаціями із застосуванням різних моделей. Велика частина викидів в атмосферу піддалася переносу де переважають вітри з розсіюванням і осадженням в північній частині Тихого океану. Невизначеності в оцінках кількості і складу викидів радіоактивних речовин було складно усунути по ряду причин, в тому числі через відсутність даних моніторингу осадження атмосферних викидів на поверхню океану.

Зміни напрямку вітру призвели до того, що на суші сталося осадження відносно невеликої частини атмосферних викидів, в основному в північно-західному напрямку від АЕС «Фукусіма-Дайті». Наявність і активність осаджень радіонуклідів в земному середовищі контролювалися шляхом моніторингу і характеристичності. Виміряні рівні активності радіонуклідів знижуються з плином часу внаслідок процесів фізичного розпаду, перенесення в навколишньому середовищі, а також заходів з очищення [12].

Крім радіонуклідів, які надходили в океан в результаті атмосферного осадження, відбувалися рідкі викиди і скиди з майданчика АЕС «Фукусіма-Дайті» безпосередньо в море. Точне переміщення радіонуклідів в океані складно оцінювати тільки шляхом вимірювань, і для оцінки розсіювання радіонуклідів в океані був використаний ряд моделей їх перенесення в океані [12].

Вивільнені радіонукліди, такі як I-131, Cs-134 і Cs-137, були виявлені у питній воді, продуктах харчування і деяких непродовольчих продуктах. В рамках реагування на аварію влади Японії ввели обмеження з метою не допустити споживання і використання цих продуктів.

Було виконано безліч оцінок викидів радіонуклідів внаслідок аварії на АЕС «Фукусіма-Дайті» з використанням випробуваних математичних моделей, методів і відповідних комп'ютерних кодів. На ранній стадії аварії в шлейфі викидів в атмосферу також були присутні інертні гази Kr-85 і Xe-133

з періодами напіврозпаду 10,76 років і 5,25 доби, відповідно. Короткоживучий I-131 з періодом напіврозпаду 8,02 доби був одним з елементів, що сприяють накопиченню еквівалентних доз в щитовидній залозі в разі перорального або інгаляційного надходження. Більш довгоживучі Cs-134 і Cs-137 з періодами напіврозпаду 2,06 років і 30,17 років, відповідно, сприяли накопиченню еквівалентних доз і ефективних доз при зовнішньому і внутрішньому опроміненні. Хоча I-131 розпадається відносно швидко, його вплив може призвести до утворення відносно високих еквівалентних доз в щитовидній залозі. У деяких районах в навколишньому середовищі може зберігатися Cs-137; якщо не буде проведена реабілітація, він може і далі сприяти накопиченню ефективної дози у людей [12].

Крім того, в різних кількостях відбувався викид радіонуклідів стронцію, рутенію і деяких актинідів (наприклад, плутонію). Біля головних в'їзних воріт станції (які знаходяться приблизно в 1 км від енергоблоків 1-3) в період з 5:30 до 10:50 13 березня було зареєстровано поява нейтронів. Згідно з оцінками, нейтрони з'явилися в результаті спонтанного ділення ядер радіонуклідів, викид яких стався в результаті пошкодження активної зони реактора. Таке явище було передбачуваним, і повідомлялося про присутність цих радіонуклідів у відносно невеликих обсягах [12].

Інертні гази становлять значну частину первинних викидів з АЕС «Фукусіма-Дайті»; згідно з оцінками обсяг викидів склав від приблизно 6000 - 12000 ПБк Хе-133 (за первинними оцінками 500-15000 ПБк). Середня загальна активність вивільнився I-131 склала приблизно 100-400 ПБк, а активність Cs-137 - приблизно 20 ПБк (або за первинними оцінками 90-700 ПБк і 7-50 ПБк). Викиди в результаті даної аварії оцінюються приблизно в одну десяту обсягу викидів, пов'язаних з аварією на Чорнобильській АЕС в 1986 році. Велика частина викидів розсіялася над північною частиною Тихого океану; в результаті повторне підтвердження обсягу і ізотопного складу вивільнився матеріалу (параметри джерела викиду) шляхом вимірювання вмісту відкладень радіонуклідів у навколишньому середовищі неможливе [12].

Велика частина викидів в атмосферу розсіялася над північною частиною Тихого океану в поверхневому шарі води. Мали місце прямі викиди, а також скиди в море з майданчика, при цьому основним джерелом високорадіоактивної води став жолоб поблизу АЕС «Фукусіма-Дайті». Піковий рівень радіоактивних викидів спостерігався на початку квітня 2011 року. Обсяг прямих викидів і скидів I-131 в море за оцінками склав 10-20 ПБк. Прямі викиди і скиди Cs-137 за оцінками в результаті більшості аналізів склали 1-6 ПБк, проте в деяких оцінках вказувалися значення від 2,3 до 26,9 ПБк.

Для оцінки розсіювання було використано безліч теоретичних моделей. Були проведені масштабні виміри концентрації активності I-131, Cs-134 і Cs-137 в навколишньому середовищі, в тому числі в повітрі, ґрунті, морській воді, відкладеннях і біоті; їх результати також застосовувалися для оцінки розсіювання викидів [12].

Радіоактивні викиди переміщалися в атмосфері в основному на схід і північ Японії у напрямку переважаючого вітру, а потім - по всій земній кулі. На рис. 3.3 наведено приклад безлічі моделей атмосферного переносу, які використовувалися для оцінки переносу різних радіонуклідів в атмосфері і схем їх осадження і описують результати моделювання глобального розсіювання Cs-137. Концентрація активності в повітрі показана на малюнку з використанням наведеної в джерелі вихідної кольорового маркування, де невеликі зміни відтінку кольору відповідають зміни величини концентрації активності на один порядок. Ця ілюстрація наводиться для підтвердження висновку про те, що концентрація активності в атмосфері значно зменшилася в міру віддалення від АЕС «Фукусіма-Дайті» [12].

Високочутливі мережі радіаційного моніторингу виявили вкрай низькі рівні радіоактивності, що зв'язуються з даної аварією, навіть в Європі і Північній Америці. При цьому наслідки цих викидів на рівні глобальної фонові радіоактивності навколишнього середовища знехтувано малі.

Розсіювання в океані прямих викидів і скидів в море в районі проммайданчика. Велика частина радіонуклідів, що вивільнилися і скинутих з проммайданчика в море, перемістилася на схід з течією Кюросіо, була

перенесена на великі відстані океанічних виром в північній частині Тихого океану і піддалася сильному розчиненню в морській воді . Радіоактивність поширилася на великі відстані в океані і була виявлена в дуже малих кількостях далеко від місця аварії, в деяких випадках в елементах океанської біоти, таких як звичайний тунець.

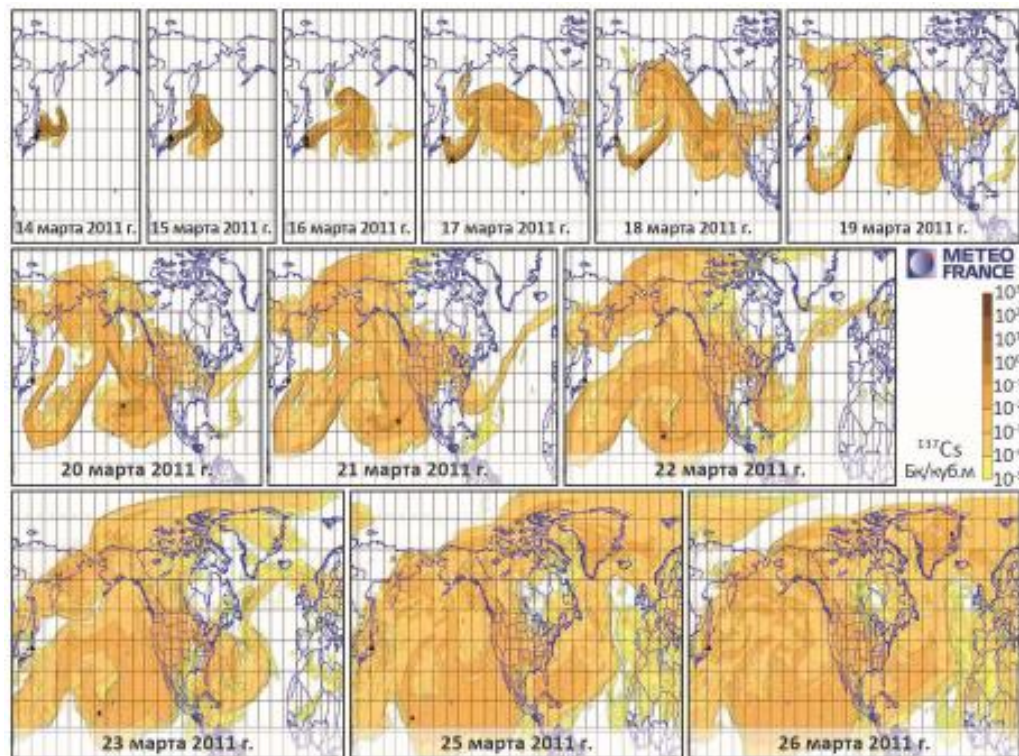


Рис. 3.3 – Результати однієї з глобальних моделей розсіювання Cs-137 в атмосфері, представлені в вихідній кольоровому.

Точне переміщення радіонуклідів в океані важко оцінити тільки шляхом вимірювань, однак для аналізу схем розсіювання радіонуклідів був використаний ряд моделей їх перенесення в океані. На рисунках 3.4-3.6 наведено приклади цих моделей, що описують розсіювання Cs -137 в північній частині Тихого океану. Використовується вихідне кольорове маркування, наведена в тих джерелах, з яких взято ілюстрації.

Як і в випадку розсіювання в атмосфері, невеликі зміни у відтінку або насиченості кольору відповідають зміни величини концентрації активності на один порядок. Ця ілюстрація наводиться для підтвердження висновку про те, що активність в океані помітно зменшилася в міру віддалення від АЕС

«Фукусіма-Дайті». Всі моделі показують, що активність Cs-137 в океані була вельми низькою.

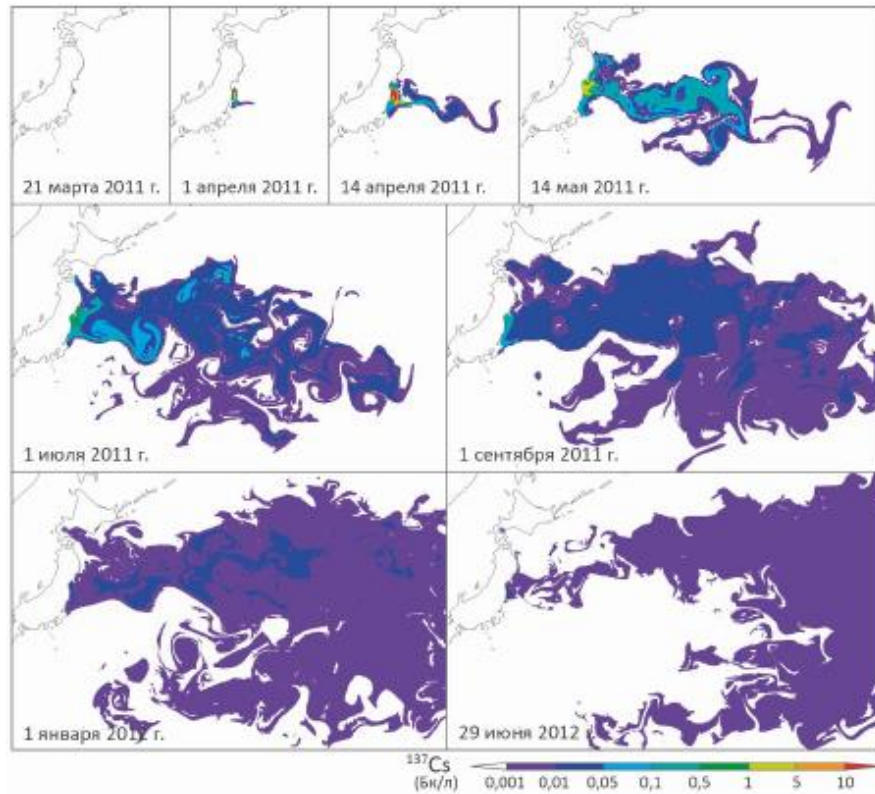


Рис. 3.4 – Моделювання забруднення вод в період з 21 березня 2011 року по 29 червня 2012 року.

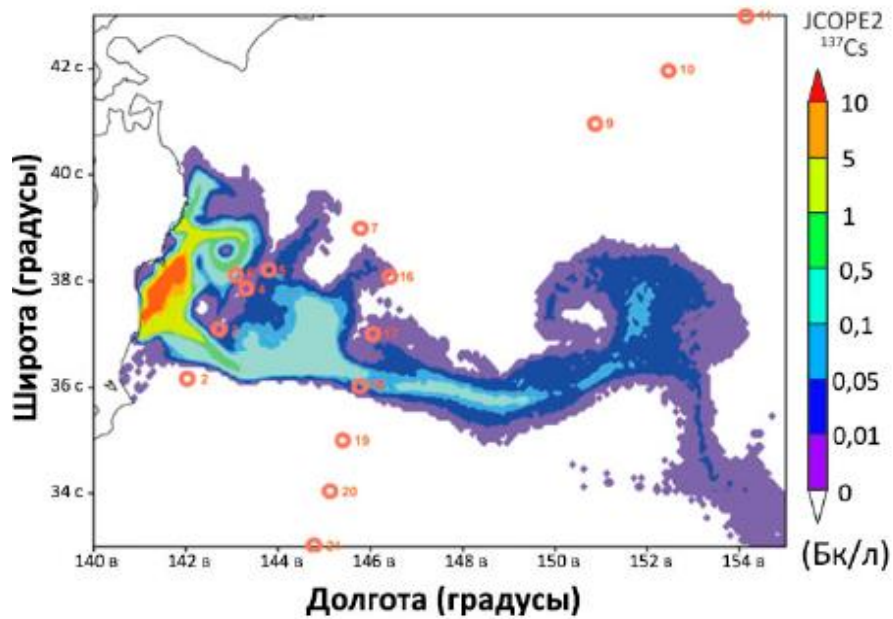


Рис. 3.5 – Моделювання горизонтального розподілу Cs-137 в поверхневих водах у період з 14 по 26 квітня 2011 року

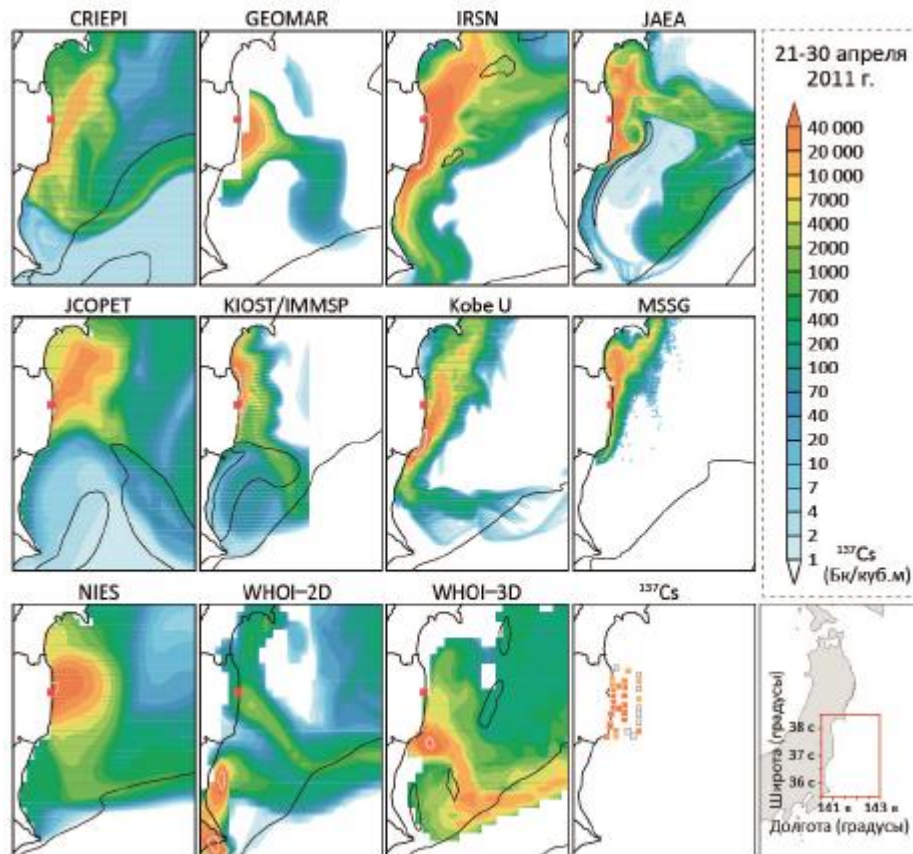


Рис.3.6 – Горизонтальний розподіл концентрацій Cs-137 з середніми значеннями за десятиденний період з 21 по 30 квітня 2011 року (назви моделей вказані у верхній частині кожного малюнка)

Активність, що осаджується на земну поверхню, розраховується як щільність осадження, виражається як частка від ділення активності на одиницю площі і зазвичай вимірюється в Бк/м². При попаданні на земну поверхню це осадження зазвичай називається « (радіоактивним) забрудненням» ґрунту.

Осадження Cs-137 на поверхню океану вивчалось з використанням різних моделей (рис. 3.7-3.8).

Складання точної оцінки кількості атмосферних викидів Cs-137, що осідають на поверхні океану, являє собою складну задачу. Як референтні точки взяті оціночна величина доаварійного осадження Cs-137 за 1970 рік, що складає 290 ± 30 ПБк, і звичайний (фоновий) рівень Cs-137 в північній частині Тихого океану, що становить приблизно 69 ПБк.

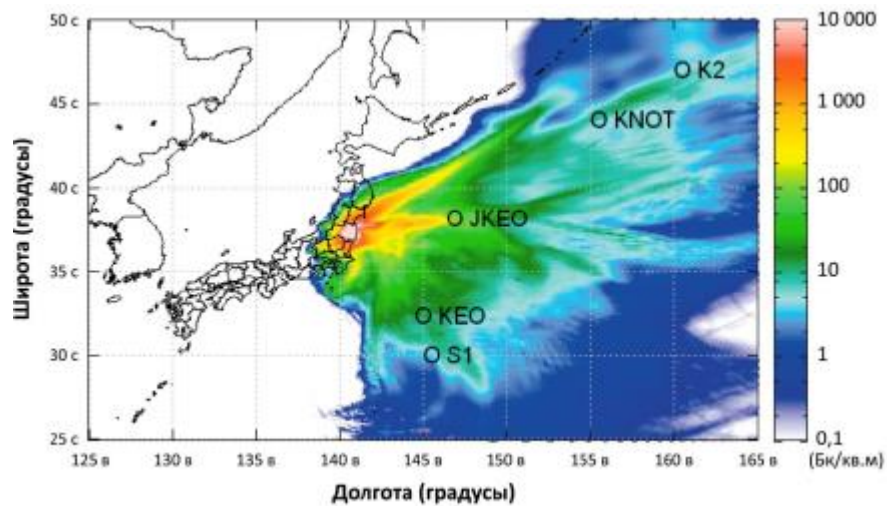


Рис. 3.7 – Моделювання сукупних еолових відкладень до 1 квітня 2011 року.

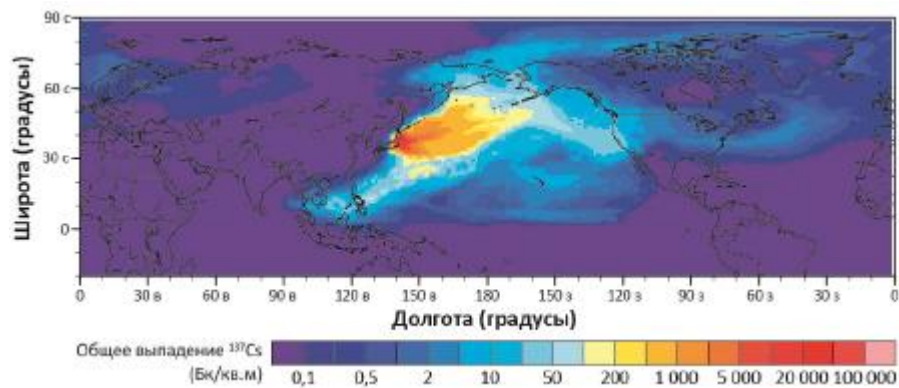


Рис. 3.8 – Приклад середнього по множині рівня осадження Cs-137 (11-31 березня 2011 року).

Хоча більша частина атмосферних викидів розсіялася в східному напрямку, викиди, що відбулися 12, 14 і 15 березня, були знесені вітром у бік суші, що призвело до осадження на ґрунт відповідних радіонуклідів, зокрема I-131, Cs-134 і Cs-137. Схеми осадження сильно різнилися з урахуванням впливу дощу, снігу та інших місцевих або регіональних умов, таких як топографічні особливості і режим землекористування. Іншим фактором, який впливає на схему осадження в земному середовищі, є різні фізичні і хімічні характеристики йоду і цезію.

Найбільший обсяг осаджень довгоживучого Cs-137 був виявлений на північний захід від АЕС «Фукусіма-Дайті»: загальний обсяг осадження Cs-137 був оцінений приблизно в 2-3 ПБк. Щільність осадження з часом знижується за рахунок фізичного та екологічного розпаду. Цезій може легко

переміщатися в навколишньому середовищі в силу розчинності його з'єднань. Вплив погодних явищ, таких як вітер і дощ, а також інших природних факторів може знизити вміст цезію в навколишньому середовищі. Всі ці ефекти призводять до зменшення присутності Cs-137 за менш тривалий час, ніж період його напіврозпаду. У багатьох постраждалих районах вміст Cs-137 було додатково зменшено за рахунок проведення робіт з очищення та реабілітації [12].

Присутність Cs-137, що утворився в результаті аварії в земному середовищі потенційно може привести до тривалого опромінення людей на додаток до звичайного опромінення, яке вони отримують від природного радіоактивного фону. У природі по всьому світу присутній фоновий рівень осадження Cs-137, який в основному пов'язують з випаданням опадів, що містять продукти колишніх ядерних випробувань [12].

За оцінками НКДАР ООН в середині 1960-х років світовий фоновий рівень на широті 40° - 50° у північній півкулі становив близько 4000 Бк/м^2 ; передбачалося, що мінімальний рівень в цей період становив приблизно кілька сотень Бк/м^2 на широті 60° - 70° в південній півкулі. У ряді досліджень було проаналізовано вплив місцевих умов і зроблено висновок, що накопичене фонове осадження може становити або навіть перевищувати 10000 Бк/м^2 . З 1960-х років глобальні рівні осадження знизилися. У 2000 році максимальне значення оцінювалося НКДАР ООН приблизно в 2000 Бк/м^2 .

На північний захід від АЕС «Фукусіма-Дайїті» були зареєстровані значно вищі рівні осадження Cs-137. Якщо розглядати порядки величин, то рівні в найбільш забруднених районах були порядку 10000000 Бк/м^2 , а в багатьох районах ці рівні склали приблизно 1000000 Бк/м^2 . Розподіл осаджень по всій забрудненої території префектури Фукусіма неоднорідне, і рівні безпосередньо за межами найбільш забруднених територій в префектурі Фукусіма становили приблизно в 10000 Бк/м^2 . У деяких інших регіонах Японії зафіксовані підвищені рівні осадження, однак рівні, пов'язані з аварією, по всій Японії в цілому нижче рівня близько 1000 Бк/м^2 .

Максимальний рівень осадження I-131 перевищив 3000000 Бк/м^2 відразу після аварії, проте в зв'язку з коротким періодом напіврозпаду I-131 рівні швидко знизилися і в даний час не піддаються вимірюванню [12].

4 МЕТОДИ ЗАХИСТУ ПРИБЕРЕЖНОГО НАСЕЛЕННЯ В УМОВАХ ЗАРАЖЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА

Після аварійної фази на АЕС «Фукусіма» ТЕРКО і відповідні державні установи розробили стратегічний план - «Середньо-і довгострокову дорожню карту виведення з експлуатації енергоблоків 1-4 АЕС« Фукусіма-Дайті»» - з метою стабілізації ситуації і проведення робіт з виведення з експлуатації.

Вода, яка надходить в пошкоджені будівлі реакторів, стає забрудненою і являє собою особливо складну проблему у зв'язку з великими обсягами цієї води. На АЕС «Фукусіма-Дайті» вода продовжувала надходити в будівлі реакторів двома способами: вприскування води в активні зони реакторів для охолодження і проникнення ґрунтових вод. Визначення характеристик цієї води і поводження з нею, як і раніше залишалися необхідними вимогами (рис. 4.1).

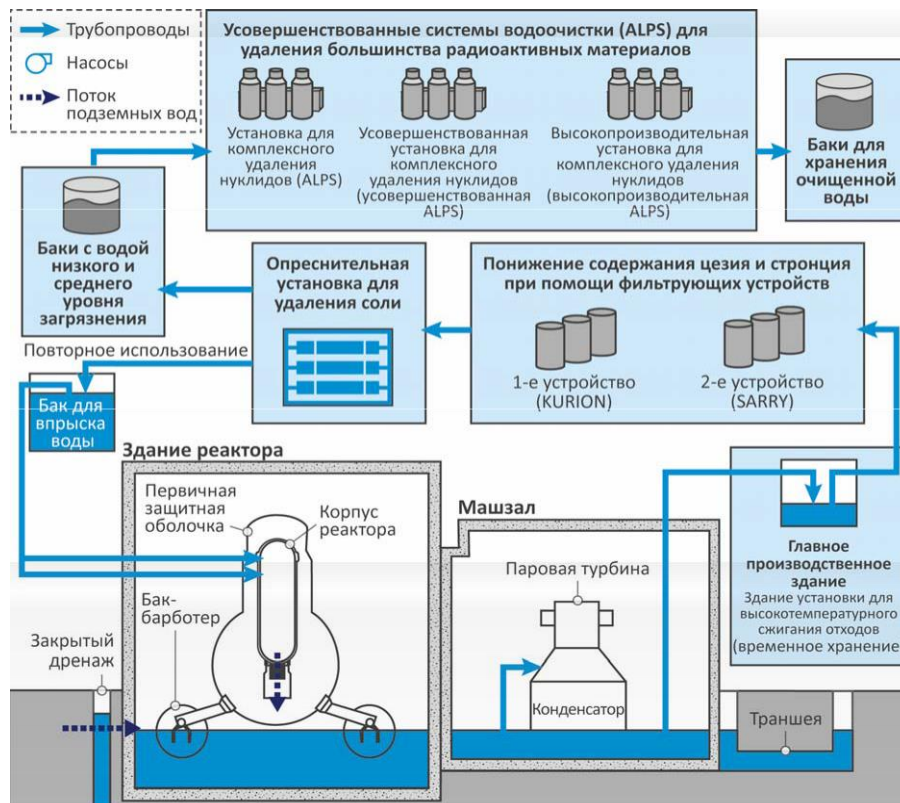


Рис. 4.1 – Поводження із забрудненою водою на майданчику [12].

В результаті аварії системи закритого дренажу, насоси, які раніше забезпечували здатність будівель триматися на слабкому ґрунті і запобігали проникнення в них підземних вод, припинили функціонувати.

Для охолодження через реактори енергоблоків 1-3 проходить приблизно 400 м³ води на добу. Проникаючі в будівлі підземні води змішуються з циркуляційною водою, що використовується для охолодження реакторів, що в кінцевому підсумку призводило до накопичення в будівлях близько 800 м³ забрудненої води на добу, з якою потрібно щось робити. Приблизно 400 м³/добу цієї води знову впорскується в реактори для охолодження палива і уламків палива, а решта 400 м³/добу зберігалися в баках для зберігання забрудненої води.

Вода проходила обробку з метою видалення радіонуклідів, крім тритію, який неможливо видалити. Оброблена вода зберігається в 826 баках (станом на 12 лютого 2015 року) [12].

Використовувалися або планується використовувати різні методи поводження з водою, включаючи вдосконалення і установку додаткових систем водоочистки та баків для зберігання води, відновлення системи дренажу і зведення непроникних стін з боку моря. Незабруднені підземні води, поточні з боку гір до пошкоджених установкам, відводяться в сторону і скидаються в океан (рис. 4.2). Крім того, будувалася за допомогою кріогенної техніки стіна, метою якої є запобігання проникнення води в будівлі реакторів з боку гір. Планувалося також будівництво кріогенної стіни, що відгороджує будівлі реакторів з боку моря.

У травні 2014 року після затвердження Управління ядерного регулювання (УЯР) і отримання дозволу від відповідних зацікавлених сторін, включаючи префектуру Фукусіма і представників рибальського промислу, компанія ТЕРКО почала відводити і скидати незабруднені підземні води прямо в море. Цей захід зменшила обсяги води, що вимагають очищення.



Рис. 4.2 – Ілюстрація робіт щодо поводження з водою: баки для зберігання забрудненої води показані зліва [12].

Великі обсяги забрудненої води на майданчику створюють ряд ризиків. Через різного роду несправностей баків, труб і клапанів або під час сильних дощів спостерігалися витіки забрудненої води з цих елементів. У деяких випадках витіку приводили до скидання радіонуклідів в море. Виявлення таких витоків призвело до активізації моніторингу як на майданчику, так і в морському середовищі. Хоча вживалися заходи з припинення або зменшення обсягу витоків, необхідно знайти більш надійні рішення, в яких би враховувалися всі варіанти, в тому числі можливе відновлення контрольованих скидів в море. За результатами проведених МАГАТЕ місій з розгляду ТЕПКО було рекомендовано провести оцінку потенційного радіологічного впливу скидів в море води, що містить тритій і будь-які інші залишкові радіонукліди [12].

4.1 Організація радіаційного захисту населення

Радіаційний захист населення досягається:

- організацією безперервного контролю, виявленням і оцінкою радіаційної обстановки в районах потенційного зараження;
- завчасним накопиченням та утриманням у готовності і використанням при необхідності засобів індивідуального захисту, приладів радіаційної розвідки та контролю;
- придбанням населенням в особисте користування засобів індивідуального захисту;
- своєчасним впровадженням та застосуванням засобів і методів виявлення та оцінки масштабів і наслідків аварій на радіаційно-небезпечних об'єктах;
- розробкою і застосуванням, за необхідності, режимів радіаційного захисту населення і функціонування об'єктів економіки та інфраструктури в умовах зараження місцевості;

Точне знання радіаційної обстановки в зонах радіоактивного зараження, передбачення її змін є одним з основних умов правильного планування, організації та забезпечення ефективної технології проведення інженерно-технічних заходів з радіаційного захисту населення [21].

Основними факторами, що визначають радіаційну обстановку після аварії, є:

- ступінь руйнування об'єкта;
- потужність викиду радіоактивних речовин;
- відстань від радіаційно-небезпечного об'єкта до елементів (об'єктів) навколишнього середовища (промислові і сільськогосподарські будівлі та споруди, адміністративні будівлі і житлові будинки; ліси і сільськогосподарські угіддя; інженерні комунікації, засоби зв'язку та ін.);
- час, що минув з моменту аварії.

До специфічних факторів, що визначають радіаційну обстановку, відносяться:

- динаміка процесу викиду радіоактивних речовин;
- характеристики процесу поширення радіоактивних речовин;
- критерії, що визначають розміри радіоактивного забруднення місцевості, а також зонування радіоактивного сліду по можливим дозам опромінення і заходи з радіаційного захисту населення.

Важливою інформацією є також дані про склад РР, що потрапили до навколишнього середовища.

Важливими вкладниками в дози представників населення, як правило, є:

- ^{14}C , ^3H і ^{85}Kr , тому що кращі реально наявні засоби для їх видалення системами поводження з радіоактивними відходами є неефективними і тому що періоди їхнього напіврозпаду тривалі;
- йод, цезій і продукти корозії ТВЕЛів.

Для прибережного населення радіоактивно-брудних морських акваторій, головну небезпеку представляє надходження радіонуклідів внаслідок вторинного забруднення атмосферного повітря та в результаті споживання морепродуктів і риби, що можуть накопичувати значні кількості РР.

В районі аварії на АЕС «Фукусіма» вторинне радіоактивне забруднення атмосферного повітря незначне через значне розбавлення радіонуклідів в водах Тихого океану. З іншого боку радіоактивні речовини, внаслідок перенесення з морськими течіями, дійшли до берегів США і вплинули на якість морської води в усій акваторії. Незважаючи на це, респіраторне надходження РР не становить в нинішній час серйозної загрози.

Особливе занепокоєння щодо захисту прибережного населення в умовах зараженості морських акваторій викликає споживання морепродуктів та риби [22]. Як було вже вказано вище, морські гідробіонти здатні накопичувати значні дози радіації в організмі. Відомо, що населення Японії є світовим лідером по споживанню морської риби та морепродуктів на душу населення (≈ 60 кг/рік).

Захист прибережного населення від радіонуклідів, що містяться у морській рибі та морепродуктах може бути організований з виконанням наступних заходів:

- постійний радіологічний моніторинг акваторій, які піддалися зараженню РР;
- проведення на постійній основі радіологічного контролю риби, що виловлюється та морепродуктів, що добуваються в заражених акваторіях з метою недопущення перевищення встановлених максимальних рівнів вмісту радіонуклідів;
- радіопротекторна профілактика населення;
- постійне інформування населення про рівні зараження морських акваторій;
- обмеження доступу до радіоактивно-заражених територій – за необхідності;
- постійна психологічна підтримка населення прибережних територій.

ВИСНОВКИ

Аварія на АЕС Фукусіма-1 мала надзвичайно згубні наслідки. Найбільшого забруднення зазнала морська вода, яка закачувалася в реактори в перший тиждень після аварії.

Радіаційний захист населення досягається: організацією безперервного контролю, оцінкою радіаційної обстановки в районах потенційного зараження; завчасним накопиченням та утриманням у готовності і використанням при необхідності засобів індивідуального захисту, приладів радіаційної розвідки та контролю; своєчасним впровадженням та застосуванням засобів і методів виявлення та оцінки масштабів і наслідків аварій на радіаційно-небезпечних об'єктах.

Особливе занепокоєння щодо захисту прибережного населення в умовах зараженості морських акваторій викликає споживання морепродуктів та риби через те, що морські гідробіоти здатні накопичувати значні дози радіації в організмі.

Захист прибережного населення від радіонуклідів, що містяться у морській рибі та морепродуктах може бути організований з виконанням наступних заходів: постійний радіологічний моніторинг акваторій; проведення на постійній основі радіологічного контролю риби, та морепродуктів, що добуваються в заражених акваторіях з метою недопущення перевищення встановлених максимальних рівнів вмісту радіонуклідів; радіопротекторна профілактика населення.

В світі парадигми убезпечення людини від екологічно-шкідливого впливу, розміщення об'єктів атомної енергетики в прибережних зонах морів недопустиме. Причина криється у неможливості контролю радіонуклідного забруднення морських акваторій та його зворотного впливу на населення прибережних територій.

В будь-якому випадку необхідно користуватися принципом зниження будь-якого ризику настільки, наскільки це практично досяжно чи ж до рівня, який настільки низький, наскільки це розумно досяжно.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – К.: НУБіП України, 2016. – 485 с.
2. Александров Ю.А. Основы радиационной экологии: Учебное пособие /Мар. гос. ун-т; Ю.А. Александров. – Йошкар-Ола, 2007. – 268 с.
3. Кузин А.М. Каушанский Д.А. Прикладная радиобиология. – М: Энергоиздат, 1981. – 306 с.
4. Гудков И.Н., Кудяшева А.Г., Москалёв А.А.. Радиобиология с основами радиоэкологии: учебное пособие. Сыктывкар: Изд-воСыктГУ, 2015. – 512 с.
5. Гродзинський Д.М. Радіобіологія. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.
6. Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2011. – 543 с.
7. Алексахин Р.М. Ядерная энергетика и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
8. Анализ и оптимизация систем планового и научного радиологического мониторинга наземных и водных экосистем в ЧЗО. Отчет в рамках Проекта GEF UNEP «Сохранение, оптимизация и управление запасами углерода и биоразнообразием в Чернобыльской зоне отчуждения» (Идентификатор проекта: 4634; IMIS: GFL/5060-2711-4C40). Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивных отходов и радиоэкологии. Славутич. 2016. 54 с.
9. Бетенеков Н. Д. Радиоэкологический мониторинг: учеб. Пособие. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2014. 208 с.
10. Половинкин В.Н., Фомичев А.Б., Загрязнение Мирового океана радиоактивными отходами [Электронный ресурс] / В.Н. Половинкин, А.Б. Фомичев // ПРоАтом. 2012. 26 грудня - URL: <http://www.proatom.ru/modules.php?file=article&name=News&sid=4231>.

11. АЭС Фукусима-1, Япония, 2011. [Электронный ресурс] URL: <http://industrial-disasters.ru/disasters/fukushima/>.
12. Авария на АЭС «Фукусима-дайити». Доклад генерального директора. МАГАТЭ, 2015. Вена, Австрия. 264 с.
13. Сапожников Ю.А. Закономерности поведения природных и техногенных радионуклидов в морской среде. Диссертация ... доктора химических наук. Специальность 02 00 14 – Радиохимия Москва 2001. 84 с.
14. Сахаров В. К. Радиэкология: Учебное пособие. — СПб.: Издательство «Лань», 2006. – 320 с.
15. Титаева И.А. Ядерная геохимия: Учебник. - 2-е изд. испр. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2000. - 336 с.
16. Тимофеева-Ресовская ЕА. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Тр. Ин-та экологии растений и животных Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1963. 77 с.
17. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986. 150 с.
18. Арутюнян Р.В., Павловский О.А., Панченко С.В., Красноперов С.Н., Серебряков Е.Л. Авария на АЭС «Фукусима-1»: оперативный прогноз и оценка радиационных и радиологических последствий. Труды ИБРАЭ РАН / под. общ. ред. чл.-кор. РАН Л. А. Большова; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. – М.: Наука, 2007 – Вып. 13: Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки / науч. ред. Р. В. Арутюнян. – 2013.С. 15-66.
19. Павловский О.А., Панченко С.В., Серебряков Е.Л. Оценки возможных доз облучения населения Японии в результате аварии на АЭС «Фукусима-1» на основе чернобыльского опыта. Труды ИБРАЭ РАН / под. общ. ред. чл.-кор. РАН Л. А. Большова; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. – М.: Наука, 2007 – Вып. 13: Авария на АЭС

«Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки / науч. ред. Р. В. Арутюнян. – 2013.С. 154-171.

20. Бекман И.Н. Радиохимия: Учебное пособие в 7 т. Том VI. Экологическая радиохимия и радиоэкология: учебное пособие – М.: Издатель Мархотин П. Ю., 2015. 400 с.

21. Герасимов О.І., Кільян А.М., Андріанова І.С., Курятников В.В., Співак А.Я. Технології дезактивації радіаційних забруднень за допомогою новітніх матеріалів: адсорбція у графенових матрицях. // Матеріали НАЦІОНАЛЬНОГО ФОРУМУ «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (22-23 листопада 2018, м. Київ), 8стор.

22. Герасимов О.І. Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища: навчальний посіб. / Одеськ. держ. екол. ун-т. Одеса: ТЕС, 2018. 228 с.